

Universidade de Lisboa
Faculdade de Ciências
Departamento de Biologia Animal



**Alterações na composição e na estrutura trófica
das comunidades de peixes das Áreas Marinhas
Protegidas da Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão
após a proibição da pesca**

Joana Rebelo Gonçalves Manique da Silva

Dissertação
Mestrado em Ecologia Marinha
2015

Universidade de Lisboa
Faculdade de Ciências
Departamento de Biologia Animal



**Alterações na composição e na estrutura trófica
das comunidades de peixes das Áreas Marinhas
Protegidas da Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão
após a proibição da pesca**

Joana Rebelo Gonçalves Manique da Silva

Dissertação
Mestrado em Ecologia Marinha

Orientadores:
Professor Doutor José Lino Costa
Professor Doutor Pedro Raposo de Almeida

2015

Agradecimentos

Quero expressar o meu agradecimento a todas as pessoas que acompanharam esta etapa e que de alguma forma contribuíram para a sua concretização:

Em primeiro lugar, ao Professor Doutor José Lino Costa por ter aceitado orientar esta dissertação, pelo apoio e pelas revisões críticas e cuidadas indispensáveis à elaboração deste trabalho.

Ao Professor Doutor Pedro Raposo de Almeida por ter aceitado coorientar esta dissertação, pela disponibilidade e contributo para o sucesso desta tese.

Ao doutorando Tadeu Pereira, por colaborar em todo o processo, por esclarecer as minhas dúvidas e, principalmente, por me ensinar muito do que aprendi com a realização desta dissertação.

A todas as pessoas do IO (MARE) pela simpatia e pela ajuda durante toda a parte prática deste trabalho.

Aos meus amigos e colegas de mestrado, Cátia Figueiredo, Filipa Silva, Inês Leal, Joana Castro, Joana Teixeira, João Moura, Luisa Ramalho e Margarida Antunes, porque fizemos este caminho juntos e partilhámos bons momentos. Obrigada pela vossa amizade, pelo vosso apoio e incentivo.

À família Raposo, aos meus amigos de Mafra, ao Nick Laert e à Sílvia Catarino por se preocuparem.

À Joana Tavares, por ter ajudado em todos os passos na realização deste trabalho, pelo apoio constante, por ter estado sempre lá para festejar comigo as pequenas conquistas e para me apoiar nas pequenas derrotas. Obrigado pela amizade incansável, sem ti seria tudo mais difícil.

Ao Diogo Raposo, por ter trocado as tardes a programar pelo cheiro a peixe no laboratório, pela paciência e incentivo, por acreditar em mim e por fazer sempre tudo parecer mais simples e bom. Obrigado pela amizade e pelo amor, obrigado por estares sempre comigo.

Por último e mais importante, quero agradecer à minha família pela preocupação com a minha formação. Aos meus pais por investirem na minha formação, por estarem sempre presentes, por me incentivarem todos os dias, por me ajudarem a ser uma pessoa cada vez melhor e por serem sempre o meu porto seguro. À minha irmã Rita, pela companhia, pela amizade, pelo exemplo de irmandade que sempre marcou o nosso relacionamento. À minha irmã Filipa pelas brincadeiras, pela boa disposição e por alegrar sempre mais os meus dias.

Resumo

As áreas marinhas protegidas (AMPs) são cada vez mais recomendadas como ferramentas de gestão para a conservação da biodiversidade e dos recursos pesqueiros. Um dos grandes desafios atuais das AMPs é a compatibilização entre a conservação das espécies e a pesca sustentável, da qual a população mundial depende. Em Fevereiro de 2011, foram implementadas no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) as AMPs da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão, com consequente interdição das atividades piscatórias. Neste trabalho avaliou-se o impacto da proibição da pesca nas comunidades de peixes destas AMPs através do estudo das alterações na sua composição, estrutura e ecologia trófica. A avaliação foi feita com base na comparação de dados recolhidos em 2011/12 (início da implementação) e 2013 (após dois anos) nessas AMPs e respetivas áreas controlo adjacentes. Foram efetuadas quatro campanhas de amostragem (verões 2011 e 2013; invernos 2012 e 2013) com recurso a arrasto de portas e redes de tresmalho. Os exemplares recolhidos foram identificados, medidos e posteriormente foram analisados os respetivos conteúdos estomacais. Foram capturados 1740 indivíduos, analisados 1085 estômagos e identificados 1472 itens alimentares. Os resultados mostram alterações ao longo do tempo na riqueza específica, na abundância e na estrutura das comunidades das áreas protegidas quando comparadas com as áreas onde a pesca continuou a ser permitida, apesar do pouco tempo decorrido. As presas consumidas com maior frequência em ambas as AMPs foram os Crustáceos, não se tendo verificado, para já, alterações na ecologia trófica das comunidades em consequência da implementação destas medidas. Este trabalho contribuiu para avaliar a eficácia destas AMPs, apoiando a aplicação destas ferramentas de gestão noutros locais para, a longo prazo, recuperar populações exploradas comercialmente e manter espécies com interesse conservacionista, levando ao aumento global da biodiversidade.

Palavras-chave: AMP, efeitos da proteção, interdição da pesca, estrutura das comunidades, ecologia trófica, PNSACV, Portugal.

Abstract

Marine Protected Areas (MPAs) are increasingly being recommended as management tool for biodiversity conservation and fisheries management. Currently, a main challenge for MPAs is to achieve compatibility between species conservation and sustainable fisheries, from which the world population depends on. In February 2011, the MPAs of Ilha do Pessegueiro and Cabo Sardão were implemented in Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina Natural Park (PNSACV) with consequent fishing interdiction. In the present work the impact of the implementation of these MPAs on their fish communities was studied by evaluating changes on their composition, structure, and trophic ecology. With that purpose, MPAs and adjacent control areas were sampled in 2011/12 (immediately after implementation) and 2013 (two years after implementation). A total of 4 sampling campaigns were conducted (summer 2011, winter 2012, summer 2013 and winter 2013) by means of otter trawl and gillnets. Captured specimens were identified, measured and their stomach contents analysed. A total of 1740 individuals were captured, of which 1085 were analysed for stomach contents resulting on the identification of 1472 food items. Results reveal changes over time on species richness and abundance. Additionally, differences were observed on the community structure of the protected areas communities when compared with areas where fishing was still allowed, even though the small amount of time elapsed. The preys more frequently consumed in both MPAs were Crustaceans. However, changes in trophic ecology of these communities as a result of the implementation of these MPAs were not evident. This work has contributed to evaluate the effectiveness of these MPAs and, therefore, to support the implementation of these management tools. These measures can help the recovery of commercially explored fish populations as well as protect species with conservation interest, leading to a global biodiversity increase.

Keywords: MPA, protection effects, fishing prohibition, community structure, trophic ecology, PNSACV, Portugal.

Índice

Capítulo I	Introdução geral	
	Contextualização.....	3
	Objetivos.....	11
	Referências bibliográficas.....	13
Capítulo II	Área de estudo e amostragem	
	Área de estudo.....	20
	Amostragem.....	22
	Referências bibliográficas.....	25
Capítulo III	Composição e estrutura das comunidades piscícolas das AMPs do Cabo Sardão e Ilha do Pessegueiro	
	Introdução.....	29
	Material e métodos.....	33
	Amostragem e trabalho de laboratório.....	33
	Análise de dados.....	33
	Resultados.....	41
	Discussão de resultados.....	64
	Referências bibliográficas.....	73
Capítulo IV	Estudo da ecologia trófica das comunidades piscícolas das AMPs do Cabo Sardão e Ilha do Pessegueiro	
	Introdução.....	79
	Material e métodos.....	83
	Amostragem e trabalho de laboratório.....	83
	Análise de dados.....	84
	Resultados.....	88
	Discussão de resultados.....	95
	Referências bibliográficas.....	101
Capítulo V	Considerações finais	
	Considerações finais.....	105
	Referências bibliográficas.....	108
Anexos.....		109

Lista de Tabelas

Tabela I - Características da amostra total recolhida nas operações de pesca. Número total de espécimes capturados (N total), número total de espécimes capturados dentro da AMP da Ilha do Pessegueiro (N AMP Ilha Pessegueiro), número total de espécimes capturados nas zonas controlo da Ilha do Pessegueiro (N controlos Ilha Pessegueiro), Número total de espécimes capturados na Ilha do Pessegueiro, tanto na AMP como nos controlos (N total Ilha Pessegueiro), número total de espécimes capturados dentro da AMP do Cabo Sardão (N AMP Cabo Sardão), número total de espécimes capturados nas zonas controlo do Cabo Sardão (N controlos Cabo Sardão), número total de espécimes capturados no Cabo Sardão, tanto na AMP como nos controlos (N total Cabo Sardão)	41
Tabela II – Detalhes da PERMANOVA univariada efetuada para comparar a riqueza específica da Comunidade piscícola, considerando 5 fatores fixos: Local (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão), Ano (1 e 3), proteção aninhada em local (com e sem); época aninhada em ano (verão e inverno marítimos) e substrato aninhado em proteção (areia e rocha)	44
Tabela III – Detalhes da PERMANOVA univariada efetuada para comparar a riqueza específica, considerando 3 fatores fixos: proteção (com e sem), ano (1 e 3) e época aninhada em ano (verão e inverno marítimos)	45
Tabela IV – Detalhes da PERMANOVA univariada efetuada para comparar a riqueza específica, considerando 3 fatores fixos: proteção (com e sem), ano (1 e 3) e época aninhada em ano (verão e inverno marítimos)	46
Tabela V – Detalhes da PERMANOVA univariada a 5 fatores fixos: Local (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão), Ano (1 e 3), proteção aninhada em local (com e sem); época aninhada em ano (verão e inverno marítimos) e substrato aninhado em proteção (areia e rocha)	48
Tabela VI – Detalhes da PERMANOVA univariada a 3 fatores fixos: proteção (com e sem), ano (1 e 3) e época aninhada em ano (verão e inverno marítimos)	49
Tabela VII – Detalhes da PERMANOVA univariada a 3 fatores fixos: proteção (com e sem), ano (1 e 3) e época aninhada em ano (verão e inverno marítimos)	50
Tabela VIII – Detalhes da PERMANOVA multivariada a 5 fatores fixos: Local (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão), Ano (1 e 3), proteção aninhada em local (com e sem); época aninhada em ano (verão e inverno marítimos) e substrato aninhado em proteção (areia e rocha)	51
Tabela IX – Detalhes da PERMANOVA univariada a 3 fatores fixos: proteção (com e sem), ano (1 e 3) e época aninhada em ano (verão e inverno marítimos)	53
Tabela X – Detalhes da PERMANOVA univariada a 3 fatores fixos: proteção (com e sem), ano (1 e 3) e época aninhada em ano (verão e inverno marítimos)	54
Tabela XI – Detalhes da ANOVA univariada a 3 fatores fixos: proteção (com e sem), ano (1 e 3) e época aninhada em ano (verão e inverno marítimos) para a análise dos comprimentos das raias e dos linguados capturados com arrasto de portas na Ilha do Pessegueiro	58

Tabela XII - Representação das espécies selecionadas, capturadas com arte de arrasto de portas e respectivos valores de abundância e L50.....	59
Tabela XIII – Percentagens de juvenis das espécies mais abundantes capturadas com arrasto de portas na Ilha do Pessegueiro por área e por ano, e resultados dos testes G-de-independência e respectivos testes <i>post-hoc</i>	62
Tabela XIV – Tabela resumo dos fatores que tiveram impacto significativo nos diversos parâmetros analisados.....	63
Tabela XV – Categorias de itens alimentares presentes nos conteúdos estomacais considerados para análise, organizados por ordem evolutiva com recurso a Hayward & Ryland (1994), e respectivos grupos taxonómicas incluídos em cada uma delas.....	84
Tabela XVI – Lista dos valores numéricos dos itens alimentares analisados dos exemplares capturados em todos os locais e épocas de amostragem.....	110
Tabela XVII - Características da amostra total identificada nos conteúdos estomacais dos exemplares capturados nas operações de pesca. Número de itens alimentares discriminados por local (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão) e tipo de proteção (AMP e Controlo).....	88
Tabela XVIII – Detalhes da PERMANOVA multivariada a 5 fatores fixos: Local (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão), Ano (1 e 3), proteção aninhada em local (com e sem); época aninhada em ano (verão e inverno marítimos) e substrato aninhado em proteção (areia e rocha).....	90
Tabela XIX – Detalhes da PERMANOVA multivariada a 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e época (verão e inverno marítimos).....	93
Tabela XX – Detalhes da PERMANOVA multivariada a 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e época (verão e inverno marítimos).....	94

Lista de Figuras

- Figura I** - Mapa representativo da área de estudo, onde se observa a região alentejana do PNSACV e as AMPs da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão.21
- Figura II** - Mapa da região alentejana do PNSACV com os locais de amostragem assinalados. A azul a AMP da Ilha do Pessegueiro, a verde a AMP do Cabo Sardão e a laranja as zonas de controlo adjacentes.....24
- Figura III** - Número médio (e erro padrão) de espécies capturadas com redes de tresmalho por época do ano (verão 2011, inverno 2012, verão 2013, inverno 2013) e tipo de proteção (AMP = com proteção, Zonas controlo = sem proteção).....44
- Figura IV** - Número médio (e erro padrão) de espécies com valor comercial capturadas com redes de tresmalho por época do ano (verão 2011, inverno 2012, verão 2013, inverno 2013) e tipo de proteção (AMP = com proteção, Zonas controlo = sem proteção).....46
- Figura V** - Número médio (e erro padrão) de espécies sem valor comercial capturadas com arrasto de portas por época do ano (verão 2011, inverno 2012, verão 2013, inverno 2013) e tipo de proteção (AMP = com proteção, Zonas controlo = sem proteção).....47
- Figura VI** - Número médio (e erro padrão) de exemplares capturados com redes de tresmalho por época do ano (verão 2011, inverno 2012, verão 2013, inverno 2013) e tipo de proteção (AMP = com proteção, Zonas controlo = sem proteção).....48
- Figura VII** - Número médio (e erro padrão) de exemplares com valor comercial capturadas com redes de tresmalho por época do ano (verão 2011, inverno 2012, verão 2013, inverno 2013) e tipo de proteção (AMP = com proteção, Zonas controlo = sem proteção).....49
- Figura VIII** - Número médio (e erro padrão) de exemplares sem valor comercial capturados com arte de arrasto de portas por época do ano (verão 2011, inverno 2012, verão 2013, inverno 2013) e tipo de proteção (AMP = com proteção, Zonas controlo = sem proteção).....50
- Figura IX** - Tamanho médio (e erro padrão) de exemplares com interesse comercial capturados com redes de tresmalho e arrasto de portas por época do ano (verão 2011, inverno 2012, verão 2013, inverno 2013) e tipo de proteção (AMP = com proteção, Zonas controlo = sem proteção).....55
- Figura X** - Gráfico representativo da abundância numérica por comprimento total das 7 espécies melhor representadas nas amostras com arrasto de portas na Ilha do Pessegueiro ([1] *Arnoglossus laterna*, [2] *Solea lascaris*, [3] *Callionymus lyra*, [4] *Aspitrigla obscura*, [5] *Trigla lucerna*, [6] *Raja undulata* e [7] *Trisopterus luscus*). As linhas verticais vermelhas indicam o comprimento da primeira maturação (L50%), ou seja, o comprimento a partir do qual 50% da população desova pela primeira vez. A percentagem de juvenis para cada espécie é calculada com base nos valores de L50%. Os valores de L50% das espécies foram retirados dos seguintes trabalhos: [1] Gibson & Ezzi (1980); [2] Gomes (2000); [3] King *et al.* (1994); [4] Muñoz *et al.* (2003); [5] Baron (1985); [6] Coelho & Erzioni (2006); [7] Sobral (1985)...60

Figura XI – Representação gráfica da Ordenação de Componentes Principais para cada fator considerado na análise da dieta global dos exemplares capturados com redes de tresmalho em cada uma das áreas de estudo onde as elipses separam os grupos significativamente diferentes de acordo com a análise PERMANOVA subsequente.....	89
Figura XII – Representação gráfica da Ordenação de Componentes Principais para cada fator considerado na análise da dieta dos exemplares com interesse comercial capturados com redes de tresmalho na área de estudo da Ilha do Pessegueiro, onde as elipses separam os grupos significativamente diferentes de acordo com a análise PERMANOVA subsequente...	92
Figura XIII – Representação gráfica da Ordenação de Componentes Principais para cada fator considerado na análise da dieta dos exemplares sem interesse comercial capturados com arrasto de portas na área de estudo da Ilha do Pessegueiro, onde as elipses separam os grupos significativamente diferentes de acordo com a análise PERMANOVA subsequente...	94
Figura XIV – Procedimento experimental realizado no presente estudo. A e B – Saídas de barco à Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão para captura dos exemplares com redes de tresmalho e arrasto de portas; C e D – Identificação com recurso a bibliografia, medição e pesagem em laboratório dos exemplares; E, F e G – Abertura dos exemplares para recolha dos estômagos e armazenamento dos mesmos em frascos com álcool, análise posterior dos conteúdos estomacais e identificação dos mesmos com recurso a bibliografia.....	109

CAPÍTULO I

Introdução geral

Introdução geral

Contextualização

▪ Ecosistemas marinhos

Os oceanos cobrem mais de 70% do nosso planeta e incluem alguns dos ecossistemas e espécies mais vulneráveis da Terra (IUCN, 2010). Alguns dos ecossistemas marinhos são os mais produtivos do Mundo e providenciam importantes serviços às populações humanas. Mais de 60% da população humana vive na costa ou perto dela e 80% do turismo concentra-se nas zonas costeiras (IUCN, 2010). Como tal, a biodiversidade marinha e costeira sofre com o aumento da pressão humana devido ao crescimento demográfico exponencial, à sobre-exploração dos recursos, aos impactos negativos resultantes de atividades de lazer e até de fontes de poluição terrestres, todos conduzindo à perda ou fragmentação de habitats e espécies (Coelho, 2011). Com a pressão antrópica e a consequente degradação dos ambientes marinhos, muitas espécies com interesse comercial e, por isso, importantes na economia e sustento das populações humanas, mas também espécies com interesse conservacionista, têm vindo a decrescer e algumas estão mesmo em perigo de extinção. Os ecossistemas são dinâmicos e complexos devido às interações entre as suas componentes físicas, químicas e biológicas e, por isso, o seu estudo requer um elevado conhecimento de todos os seus processos, estrutura e funcionamento (Inglês, 2010). Além disso, numa perspetiva humana, dependemos fortemente da biodiversidade e dos ecossistemas naturais já que eles desempenham importantes serviços e produção de bens essenciais à nossa sobrevivência, como serviços de suporte (produção primária e secundária que sustentam muito dos bens e serviços que os humanos aproveitam do ecossistema); de provisionamento (comida, fibra e produtos medicinais e de cosmética) e de regulação (o sequestro de carbono, a regulação do clima e do ciclo hidrológico, a proteção contra fenómenos extremos como cheias e avalanches, a purificação da água e do ar e a regulação de doenças e pestes) (IPCC, 2007). Aliar a conservação da natureza à sustentabilidade e à produção económica é o grande desafio actual no qual nos devemos focar.

▪ Pesca e seus impactos

De acordo com a Food and Agriculture Organization (FAO), a indústria pesqueira é um importante sector económico que emprega cerca de 54,8 milhões de pessoas a nível mundial e está profundamente enraizada na cultura de muitas populações (FAO, 2012a; Belo, 2013). No passado, a pesca era encarada como tendo muito pouca influência no meio marinho. De facto, muitos naturalistas ilustres do século XIX acreditavam que as grandes pescarias dos mares eram inesgotáveis, uma vez que consideravam que os peixes produziam uma descendência tão elevada e que os oceanos eram tão vastos que a pesca não faria mais do que remover uma pequena fração dos animais presentes (Roberts & Hawkins, 2000). No início do século XX, apesar de algumas evidências de que a pesca poderia entrar em colapso a nível local, bem como o facto de ter que se pescar cada vez mais longe da costa para manter os níveis de capturas, o otimismo persistiu e durante uma boa parte deste século a convicção de que haveria sempre abundância de peixes no mar, manteve-se (Roberts & Hawkins, 2000). Atualmente sabe-se que abundância de peixes no mar é uma realidade passada e que as capturas mundiais das espécies têm vindo a decrescer nos últimos anos a uma taxa global de 0,36 milhões de toneladas por ano, desde 1988 (Baeta, 2009). Recentemente, Worm *et al.* (2006) obtiveram modelos com previsões alarmistas para os mananciais de peixe, projetando um colapso global de todos os *taxa* atualmente pescados em meados do século XXI (com uma previsão de colapso das espécies comerciais a 100% no ano de 2048). Estes autores alertam ainda para a urgente necessidade de implementar medidas corretivas enquanto o processo ainda pode ser reversível. Na sequência das previsões alarmistas dos últimos anos, vários têm sido os incentivos por parte de organizações mundiais com o objetivo de parar ou diminuir esta destruição prejudicial a todos (*e.g.* Steele & Hoagland, 2003; Mora *et al.*, 2009; Ye *et al.*, 2013; White & Costello, 2014).

▪ Áreas Marinhas Protegidas

Com a intensificação das pressões sobre os recursos marinhos, as Áreas Marinhas Protegidas (AMPs), cuja definição foi proposta por Kelleher &

Kenchington (1992), e aceite pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), como sendo: "qualquer área de terreno intertidal ou subtidal, juntamente com a sua água sobrejacente, flora, fauna, características históricas e culturais associadas, que tenha sido reservada por lei ou por outros meios eficazes para proteger parte ou todo o ambiente incluso", têm sido cada vez mais recomendadas como uma ferramenta de gestão fundamental para proteger, manter e restaurar os recursos naturais e culturais em águas costeiras e marinhas (*e.g.* Hastings & Botsford, 1999; Pauly *et al.*, 2002; Pita *et al.*, 2011). A implementação destas ferramentas de gestão tem aumentado consideravelmente nos últimos anos, principalmente devido a compromissos internacionais que visam o estabelecimento de uma rede global de áreas marinhas protegidas que, com a eliminação de práticas de pesca destrutivas e uma gestão baseada nos ecossistemas, podem ajudar a atingir a meta global de preservar e/ou restabelecer as unidades populacionais de peixes (Pita *et al.*, 2011). De acordo com a Estratégia Mundial de Conservação, as AMPs são essenciais para ajudar a alcançar os três grandes objetivos relacionados com a conservação dos recursos vivos marinhos: (1) manter os processos ecológicos essenciais e os sistemas que sustentam a vida, (2) preservar a diversidade genética e (3) assegurar a utilização sustentável das espécies e ecossistemas (Kelleher, 1999).

No entanto, apesar dos progressos realizados nas últimas décadas, a propagação e cobertura de áreas marinhas protegidas estão muito aquém das metas estabelecidas por organizações internacionais, como a Convenção sobre a Diversidade Biológica (CBD), que propôs a proteção de 10% dos oceanos até 2012. No final de 2011, apenas 1,17% dos oceanos do Mundo estavam designados como Áreas Marinhas Protegidas e, por esta razão, os países que assinaram a convenção prorrogaram o prazo da sua implementação até 2020 (Cressey, 2011). O ritmo lento a que as AMPs são estabelecidas (Wood *et al.*, 2008; Toropova *et al.*, 2010) e a sua recorrente falta de sucesso ou eficácia têm levantado algumas dúvidas sobre a aplicabilidade que estas ferramentas de gestão podem oferecer (Mora *et al.*, 2006; Charles & Wilson, 2009). Estas dúvidas persistem, essencialmente, porque muitas vezes não é possível quantificar o sucesso real da conservação. Muitas AMPs existem apenas no papel e não desempenham a proteção para a qual foram implementadas, enquanto outras áreas protegidas têm apenas um estatuto parcial de proteção (ou

seja, são permitidas atividades de lazer e/ou algumas modalidades de pesca), o que lhes confere um menor valor de conservação (Mora *et al.*, 2006), já para não falar dos muitos problemas de fiscalização que propiciam a exploração ilegal dos recursos. Este último problema é exacerbado onde as comunidades humanas locais são excluídas da gestão e partilha direta dos benefícios das AMPs, não percebendo que os benefícios irão indiretamente fluir para a sua coletividade e, portanto, tendo pouco incentivo para auxiliar no controlo e gestão destas AMPs, comprometendo os objetivos da conservação (Ward *et al.*, 2001). Além disso, existem vários tipos de AMPs e ainda não está bem definido quais as características mais indicadas para uma proteção integral eficaz. Por exemplo, Alison *et al.* (1998) focam a importância de uma geometria cientificamente correta dos limites das AMPs. Já García-Charton *et al.* (2008) referem a importância da eficácia das metas de gestão e Edgar *et al.* (2014) realçam a importância do tamanho e da idade destas áreas (mais de 100 km² e mais de 10 anos). O potencial das AMPs é ainda limitado pela escala dos processos naturais sobre os quais a sua eficácia depende, como a história de vida e as características ecológicas das espécies protegidas, a capacidade de dispersão de larvas e a diversidade e complexidade dos habitats (Alison *et al.*, 1998; Fenberg *et al.*, 2012). Por exemplo, a maioria dos ovos e larvas produzidos por espécies comercialmente importantes permanecem no plâncton entre uma semana a vários meses e, portanto, quanto menor for uma AMP, menos probabilidade existe de manter as larvas produzidas no espaço protegido (uma das fortes razões que sustenta a criação de um rede de AMPs) ou nos casos em que o sucesso reprodutivo de uma espécie está dependente da densidade populacional, o que acontece com alguns invertebrados que vivem fixos no fundo ou que têm movimentações limitadas. Nesses casos uma desova bem sucedida está dependente de altas densidades populacionais o que é favorecido com a criação de AMPs (Roberts & Hawkins, 2000); ou ainda no caso de peixes em que ocorre mudança de sexo que está normalmente associada a uma determinada fase do ciclo de vida. Com a pressão da pesca pode ocorrer a captura desses indivíduos numa fase anterior à mudança de sexo o que pode levar à diminuição da quantidade de indivíduos machos ou fêmeas (consoante a espécie e o primeiro estado reprodutor) e, em última análise, afetar o potencial reprodutor de uma população por falta de indivíduos de um dos sexos, caso que não ocorre dentro de AMPs com atividades de pesca interditas (Roberts &

Hawkins, 2000). O estudo destes parâmetros é de extrema importância, uma vez que podem haver características e medidas gerais que potenciem a eficácia das AMPs, por exemplo, se estas forem estrategicamente colocadas em áreas de desova ou ao longo das rotas migratórias, o seu impacto pode ser muito maior (Halpern, 2003), mas também pode acontecer que, em certos casos, não se possam implementar regras gerais e tenham de se adaptar/aplicar medidas específicas a cada caso.

No entanto, embora ainda seja preciso definir e articular muitos parâmetros para um melhor funcionamento das AMPs, há já evidências científicas, a nível mundial, de muitos locais onde a implementação destas áreas é responsável por uma série de alterações muito positivas, como o aumento da abundância numérica ou em biomassa dos organismos, o incremento da proporção de indivíduos maiores e mais velhos, o aumento da fecundidade das populações exploradas comercialmente, o incremento dos rendimentos das pescas locais através de exportação de biomassa da área protegida para as áreas adjacentes (fenómeno chamado de *Spill-over*) e algumas mudanças na estrutura das populações, normalmente aumentando a dominância de grandes predadores (*e.g.* Fenberg *et al.*, 2012; García-Charton *et al.*, 2008; Harmelin *et al.*, 1995). De facto, além dos efeitos diretos sobre a recuperação das espécies exploradas, as AMPs podem ter uma grande variedade de efeitos indiretos, que tanto levam ao declínio de outras espécies que coexistem dentro das reservas marinhas (por exemplo, espécies de presas), como ao restabelecimento das relações tróficas e interações das comunidades, em condições onde deixa de haver efeito da pesca, portanto mais próximas das naturais (Fenberg *et al.*, 2012).

O conhecimento da biologia, ecologia e dinâmica das populações das espécies marinhas, em particular daquelas com maior interesse comercial, assim como a análise da pesca em termos de capturas e tecnologias, é essencial para a existência de um sistema de conservação e gestão racional desses mesmos recursos (Gonçalves, 2000). Estes estudos permitem conhecer, por exemplo, as épocas e áreas de reprodução, tamanhos de primeira maturação, estratégias reprodutivas, tipo de crescimento, seletividade das artes de pesca, recrutamento, entre outros, que podem funcionar como instrumentos na planificação e gestão dos ecossistemas costeiros (Gonçalves, 2000). Duas das muitas abordagens possíveis para estudar a eficácia das AMPs é através da análise da composição e estrutura das comunidades e/ou através do estudo da ecologia trófica das mesmas. Para assegurar esses

objetivos é fundamental estudar a estrutura e composição das comunidades através de parâmetros como a riqueza específica, a densidade, a abundância, o tamanho dos indivíduos, a biomassa, etc. Estes elementos permitem apoiar e averiguar o sucesso das medidas de conservação destas comunidades, de que são exemplo a criação das áreas marinhas protegidas (AMPs), ferramentas de gestão amplamente utilizadas nos últimos anos (Angeloni *et al.*, 2013) e em análise no presente estudo. Os estudos que permitem obter informações sobre o comportamento, hábitos alimentares e relações tróficas entre espécies de uma mesma comunidade dão-nos igualmente informações cruciais para a gestão dos ecossistemas. Não se sabe ao certo de quando datam as primeiras observações sobre a alimentação dos animais, mas é provável que os caçadores pré-históricos já empregassem conhecimentos sobre os hábitos alimentares dos peixes, como auxílio na sua captura (Assis, 1992). A alimentação representa um papel fundamental na vida de todos os seres vivos, sendo que nos peixes se assume como uma das mais importantes funções vitais (Assis, 1992). É através desta função que obtêm a energia e os componentes metabólicos necessários para a realização de todas as outras funções: crescimento, reprodução, locomoção, entre outras (Castro, 2013). Pelas razões acima referidas, torna-se clara a importância de incluir estudos sobre a ecologia alimentar em trabalhos onde se avalia a importância das ferramentas de gestão, como são as AMPs, para as comunidades piscícolas. É ainda importante notar que, antes das perturbações antrópicas dominarem este tipo de sistemas, a predação e a pressão competitiva sobre as espécies pertencentes aos elos inferiores das cadeias tróficas mantiveram estas espécies sobre controlo, ou seja, em baixas densidades populacionais. Com a sobrepesca, a abundância de espécies do topo da teia alimentar geralmente diminui, e, como resultado, a pesca tende a deslocar-se para as espécies não alvo de níveis tróficos inferiores (Baskett *et al.*, 2006), o que poderá provocar desequilíbrios ecológicos.

▪ **Costa Portuguesa**

A ligação de Portugal ao mar ganhou relevância durante a época dos Descobrimentos, que marcou decisivamente o início do processo de Globalização. As trocas comerciais, culturais, científicas e tecnológicas daí resultantes promoveram

o grande desenvolvimento do país e marcaram definitivamente os processos de transmissão de conhecimentos entre os povos (Resolução do Conselho de Ministros n.º 163/2006). Portugal possui uma extensa linha de costa de aproximadamente 2830 km, com uma grande variedade de praias, dunas arenosas, habitats rochosos e habitats altamente produtivos, como os estuários e as lagoas litorais. Dispõe de uma das maiores zonas económicas exclusivas (ZEE) da Europa, com mais de 1,7 milhões km², o que corresponde a cerca de 40 vezes a sua área terrestre (Carneiro, 2007; EMEPC, 2010), e apresenta o maior consumo de peixe *per capita* da União Europeia (56,5 kg) e um dos maiores a nível mundial (Baeta & Cabral, 2005).

Em Portugal, a entidade responsável pela gestão de áreas protegidas (AP) é o Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF), que tem por missão propor, acompanhar e assegurar a execução das políticas de conservação da natureza e da biodiversidade e a gestão das AP, visando a valorização e o reconhecimento público do património natural (Decreto-Lei n.º 136/2007). A criação de AMPs a nível nacional é relativamente recente, e dentro das 200 milhas náuticas todas as AMPs juntas correspondem apenas a 0,05% do mar português, tendo sido as primeiras implementadas nos Açores (com 9 AMPs atualmente) e na Madeira (com 5 AMPs atualmente) (Inglês, 2010). No continente existem apenas 4, a Reserva Natural das Berlengas, o Parque Natural da Arrábida, o Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina e o Parque Natural do Litoral Norte (Inglês, 2010). Portugal foi pioneiro no estabelecimento de um paradigma de boas práticas de governação sustentável e sustentada do Oceano, com a criação da primeira área marinha protegida (AMP) no alto mar, denominada “Rainbow”. Esta foi seguida, em 2010, no âmbito da Convenção para a Proteção do Meio Marinho do Atlântico Nordeste (OSPAR), das AMP “Josephine”, “Altair”, “Antialtair” e “Mid-Atlantic Ridge”, localizadas na coluna de água sobrejacente à plataforma continental, para além das 200 milhas marítimas, com uma área total de cerca de 120 000 km² (Estratégia Nacional para o Mar 2013-2020).

O Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV), local de realização do presente estudo, constitui-se como um dos últimos refúgios de costa selvagem da Europa, dado que as suas características geológicas e oceanográficas não incentivaram no passado uma ocupação humana de relevância. Na sua esmagadora maioria, esta faixa costeira é composta por litorais expostos,

sujeitos à elevada energia das ondas, ao vento, aos ataques marítimos e, para além disso, é constituída, no geral, por solos muito pobres. Estes fatores conjugados contribuíram para que as populações se afastassem dessas zonas, preferindo os litorais abrigados, com condições favoráveis à agricultura. No entanto, no início do século XXI registou-se uma modificação desta tendência e o Alentejo litoral viu a sua ocupação subordinada aos interesses económicos (Bastos *et al.*, 2012). O facto desta costa ter uma grande extensão e se encontrar numa zona de confluência de três importantes massas de água (Mar Mediterrâneo, Oceano Atlântico Sul e Norte), bem como a ocorrência de afloramentos de Verão e a existência de vários acidentes geográficos como a Ilha do Pessegueiro resulta na presença de importantes recursos marinhos nesta zona o que ao longo do tempo levou ao reconhecimento deste local levando a uma maior fixação da população com um consequente aumento da pesca artesanal, que assume uma importância particular a nível sócio-económico pelo elevado número e valor das espécies que captura (Gonçalves, 2000).

A presente dissertação foi desenvolvida tendo como instituição de acolhimento o MARE (Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, antigo Centro de Oceanografia), em Lisboa e decorrendo no âmbito do projeto “PROTECT - Estudos Científicos para Proteção Marinha na Costa Alentejana” (www.protect.uevora.pt/), financiado pelo Ministério da Agricultura e do Mar e cofinanciado pelo Fundo Europeu das Pescas, através do PROMAR – Programa Operacional de Pescas 2007-2013, cujo objetivo principal consistia na realização de estudos científicos que permitissem a avaliação e monitorização dos efeitos da proteção marinha implementada na costa alentejana do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV).

Objetivos

Muitas das AMPs atuais proíbem qualquer atividades de pesca dentro dos seus limites. Com este tipo de proibição total, a estrutura das populações, o seu comportamento e a ecologia trófica podem sofrer alterações. De facto, as AMPs parecem ter efeitos globais positivos, já que podem ser responsáveis pela recuperação de espécies sobre-exploradas, o que leva ao seu aumento populacional e ou ao aumento de tamanho dos exemplares. Podem ainda incrementar a riqueza específica das comunidades nos locais protegidos, devido à colonização por novas espécies, refletindo-se em comunidades mais complexas. Por outro lado, podem também ser responsáveis pelo aumento da competição por espaço e alimento e eventos de predação por espécies de níveis tróficos superiores, o que pode alterar toda a estrutura trófica das comunidades e mesmo diminuir as condições de vida de algumas espécies de níveis tróficos inferiores (*e.g.* Pinnegar *et al.*, 2004; Baskett *et al.*, 2006; Harmelin-Vivien *et al.*, 2008).

O principal objetivo deste trabalho é avaliar o impacto da proibição total da pesca nas comunidades piscícolas locais e das áreas adjacentes de duas AMPs de Portugal Continental (a Ilha do Pessegueiro e o Cabo Sardão), situadas no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, ao fim de cerca três anos da sua implementação. Para isso, pretende-se analisar as variações que ocorreram ao longo desse período ao nível das comunidades locais e populações. Constituem, então, objetivos específicos do estudo os seguintes aspetos:

- Objetivo 1 - Analisar a evolução da estrutura das comunidades de peixes locais, nomeadamente variações ao nível da riqueza específica (n.º espécies), da abundância de organismos (densidade) e da dimensão dos indivíduos, ao longo desses três anos;
- Objetivo 2 - Analisar a utilização das AMP locais por espécies com interesse comercial e conservacionista, ao longo desses três anos;
- Objetivo 3 - Analisar a estrutura trófica das comunidades de peixes locais, nomeadamente a dieta dos exemplares capturados e as suas presas preferenciais, ao longo desses três anos.

Para o efeito foram definidas as seguintes tarefas: Tarefa 1 (objetivo 1) - Realização de operações de amostragem dentro das AMPs e em áreas controlo a norte e a sul dessas AMPs, para caracterização e monitorização das comunidades piscícolas, através da identificação e medição de parâmetros biométricos dos organismos capturados; Tarefa 2 (objetivo 2) - Análise de conteúdos estomacais dos organismos capturados nas operações de amostragem realizadas na área das AMPs e zonas controlo. Tarefa 3 (objetivo 3) - Análise comparativa dos dados obtidos no início da implementação das AMPs, e da corresponde proibição das atividades piscatórias, e passados cerca de 3 anos da implementação.

É essencial neste estudo caracterizar e monitorizar as comunidades ocorrentes dentro das AMPs, mas também nas zonas controlo a norte e a sul, de modo a comparar locais sob proteção total com locais onde as atividades piscatórias continuam a ser permitidas. Só assim se poderá perceber quais os verdadeiros efeitos que esta proibição total proporciona. Deste modo, espera-se que os resultados deste estudo possam, em primeiro lugar, contribuir para se perceber se é necessário efetuar alterações na gestão destas AMPs no caso de, ao fim de alguns anos, os efeitos não serem os esperados, mas que possam também contribuir para, no futuro, incentivar a implementação destas ferramentas de gestão noutros locais, potenciando a longo prazo a recuperação das populações exploradas comercialmente e/ou com interesse conservacionista, conduzindo ao aumento global da biodiversidade marinha.

Referências bibliográficas

- Allison, W., Lubchenco, J. and Carr. H. 1998. *Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation*. Ecological Applications 8: 79–92.
- Angeloni, T., Campbell, L., Davis, H., Fredriksson, O., Patrick, C., Prinz, N., Schaefer, J., Werndly, K. 2013. *The marine habitat gradient of Cottesloe Reef: increasing fish abundance and diversity towards outer reef*. Marine Systems: 1-10.
- Assis, C. 1992. *A ecologia alimentar dos peixes: metodologia empregue no seu estudo*. Relatório das Provas de Aptidão Pedagógica e Capacidade Científica. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Baeta, A. 2009. *Environmental impact of sustainability of portuguese fisheries*. Tese de Doutoramento. Lisboa: Universidade de Lisboa.
- Baeta, F. & Cabral, H., 2005. *Status of Portuguese Fisheries*. Lisboa: Instituto de Oceanografia, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa.
- Baskett, L., Yoklavich M. and Love S. 2006. *Predation, competition, and the recovery of overexploited fish stocks in marine reserves*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 63: 1214–1229.
- Bastos, M., Dias, J., Baptista, M., Batista, C. 2012. *Ocupação do Litoral do Alentejo, Portugal: passado e presente*. Revista da Gestão Costeira Integrada 12 (1): 99-116.
- Belo, A. 2013. *Movimentos de Diplodus sp. no interior de uma Área Marinha Protegida observados com recurso a marcação convencional e biotelemetria*. Tese de Mestrado. Lisboa: Universidade de Lisboa.
- Carneiro, G. 2007. *The parallel evolution of ocean and coastal management policies in Portugal*. Marine Policy 31: 421–433.
- Castro, N., Costa, J., Domingos, I., Angélico, M. 2013. *Trophic ecology of a coastal fish assemblage in Portuguese waters*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 93: 1151–1161.
- Charles, A. & Wilson, L. 2009. *Human dimensions of marine protected areas*. ICES Journal of Marine Science 66: 6–15.
- Coelho, M., 2011. *Governância Colaborativa e Gestão de Áreas Marinhas Protegidas - Contributo para um modelo de governância colaborativa para o Parque Marinho Professor Luiz Saldanha*. Tese de Mestrado. Lisboa: Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Lisboa.
- Cressey, D. 2011. *Ocean conservation: uncertain sanctuary*. Nature 480: 166–167.

- Edgar, J., Stuart-Smith, R., Willis, T., Kininmonth, S., Baker, S., Banks, S., Barrett, N., Becerro, M., Bernard, A., Berkhout, J., Buxton, C., Campbell, S., Cooper, A., Davey, M., Edgar, S., Forsterra, G., Galván, D., Irigoyen, A., Kushner, D., Moura, R., Parnell, P., Shears, N., Soler, G., Strain, E., Thomson, R. 2014. *Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features*. Nature 506: 216–220.
- Estrutura de Missão para a Extensão da Plataforma Continental. 2010. Extensão da Plataforma Continental Portuguesa - No Território, na Ciência e na Tecnologia. Disponível em:
<http://www.emepc.pt/images/stories/site2013/docsdivulgacao/fichapepc.pdf>
 (acedido a 25 de Julho de 2014).
- FAO, 2012a. *The state of world fisheries and aquaculture*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Fenberg, P., Caselle, J., Claudet, J., Clemence, M., Gaines, S., García-Charton, J., Gonçalves, E., Grorud-Colvert, K., Guidetti, P., Jenkins, S., Jones, P., Lester, S., McAllen R., Moland, E., Planes, S., Sørensen, T. 2012. *The science of European marine reserves: Status, efficacy, and future needs*. Marine Policy 36: 1012–1021.
- García-Charton, J., Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Claudet, J., Badalamentic, F., Benedetti-Cecchid, L., Falcón, J.M., Milazzo, M., Schembrig, P., Stobarth, B., Vandeperre, F., Brito, A., Chemello, R., Dimech, M., Domenici, P., Guala, I., Le Diréach, L., Maggi, E., Planes, S. 2008. *Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems?* Journal for Nature Conservation 16: 193—221.
- Gonçalves, J. 2000. *Biologia pesqueira e dinâmica populacional de Diplodus vulgaris (GEOFFR.) e Spondyliosoma cantharus (L.) (Pisces Sparidae) na costa Sudoeste de Portugal*. Tese de Doutoramento. Faro: Universidade do Algarve.
- Governo de Portugal. Estratégia Nacional para o Mar 2013-2020. Pág.:16. Disponível em:
<http://www.portugal.gov.pt/media/1318016/Estrategia%20Nacional%20Mar.pdf>
 (acedido a 25 de Julho de 2014).
- Halpern, B. 2003. *The impact of marine reserves: do reserves work and does Reserve size matter?* Ecological Applications 13: S117–S137.
- Harmelin, G., Bachet, F., Garcia, F. 1995. *Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency*. Marine Ecology-Pubblicazioni Della Stazione Zoologica Di Napoli I 16:233–250.

- Harmelin-Vivien, M., Le Diréach, L., Bayle-Sempere, J., Charbonnel, E., García-Chartone, J., Ody, D., Pérez-Ruzafa, A., Renones, O., Sánchez-Jerez, P., Vallec, C. 2008. *Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover?* Biological conservation 141: 1829-1839.
- Hastings, A. & Botsford, L. 1999. *Equivalence in yield from marine reserves and traditional fisheries management.* Science 284: 1537–1538.
- Inglês, M. 2010. *Avaliação dos impactos das condicionantes nas actividades sócio-económicas em áreas marinhas protegidas: caso de estudo na Reserva Natural da Berlengas.* Tese de Mestrado. Lisboa: Faculdade de Ciências.
- IPCC, 2007. *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Geneva, Switzerland: 104 pp.
- IUCN, 2010. *Marine Protected Areas – Why have them? Fact sheet.* Disponível em: https://www.iucn.org/about/union/secretariat/offices/oceania/oceania_resources_and_publications/marinepublications.cfm?4715/marine-protected-areas (acedido a 20 Julho 2014).
- Kelleher, G. 1999. *Guidelines for Marine Protected Areas.* IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Kelleher, G. & Kenchington, R. 1992. *Guidelines for establishing Marine Protected Areas.* A Marine Conservation and Development Report. IUCN, Gland, Switzerland.
- Mora, C., Andrefouet, S., Costello, M., Kranenburg, C., Rollo, A., Veron, J., Gaston, K., Myers, R. 2006. *Coral reefs and the global network of marine protected areas.* Science 312: 1750–1751.
- Mora, C., Ransom, A., Coll, M., Libralato, S., Pitcher, T., Sumaila, R., Zeller, D., Watson, R., Gaston, K., Worm, B. 2009. *Management Effectiveness of the World's Marine Fisheries.* PLoS Biology 7: 1-11.
- Pauly, D., Christensen, V., Guenette, S., Pitcher, T., Sumaila, U., Walters, C. 2002. *Towards sustainability in world fisheries.* Nature 418: 689–695.
- Pinnegar, J., McClanahan, T., Fernandes, L., Boncoeur, J., Fanshawe, S. 2004. *Predation in Marine Reserves: How Increases in Predator Populations Can Impact Diversity and Fisheries Goals.* International News and Analysis on Marine Protected Areas 1: 1-3.
- Pita, C., Pierce, G., Theodossiou, I., Macpherson, K. 2011. *An overview of commercial fishers attitudes towards marine protected areas.* Hydrobiologia 670: 289–306.

- Roberts, C. & Hawkins, J. 2000. *Fully-protected marine reserves: a guide*. WWF Endangered Seas Campaign, 1250 24th Street, NW, Washington, DC 20037, USA and Environment Department, University of York, York, YO10 5DD, UK.
- Steele, J. & Hoagland, P. 2003. *Are fisheries "sustainable"?* Fisheries Research 64: 1–3.
- Toropova, C., Meliane, I., Laffoley, D., Matthews, E., Spalding, M. 2010. *Global Ocean Protection: Present Status and Future Possibilities*. IUCN. Pág.: 96.
- Ward, J., Heinemann, D., and Evans, N. 2001. *The Role of Marine Reserves as Fisheries Management Tools: a review of concepts, evidence and international experience*. Bureau of Rural Sciences, Canberra, Australia. 192 pp.
- White, C. & Costello, C. 2014. *Close the High Seas to Fishing?* PLOS Biology 12: 1-5.
- Wood, L., Fish, L., Laughren, J., Pauly, D. 2008. *Assessing progress towards global marine protection targets: shortfalls in information and action*. Fauna & Flora International – Oryx 42: 340–351.
- Worm, B., Barbier, E., Beaumont, N., Duffy, E., Folke, C., Halpern, B., Jackson, J., Lotze, H., Micheli, F., Palumbi, S., Sala, E., Selkoe, K., Stachowicz, J., Watson, R. 2006. *Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services*. Science 314: 787-790.
- Ye, Y., Cochrane, K., Bianchi, G., Willmann, R., Majkowski, J., Tandstad, M., Carocci, F. 2013. *Rebuilding global fisheries: the World Summit Goal, costs and Benefits*. Fish and Fisheries 14: 174–185.

Legislação:

- Decreto-Lei n.º 136/2007, de 27 de Abril de 2007. Diário da República 1ª série — N.º 82, pág.: 2672.
- Resolução do Conselho de Ministros n.º 163/2006, de 12 de Dezembro de 2006. Diário da República, 1.ª série — N.º 237, pág.: 8318.

CAPÍTULO II

Área de estudo e amostragem

Área de estudo e amostragem

Área de estudo

O Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV), localiza-se no sudoeste da costa de Portugal continental, abrange a costa alentejana onde se realiza o presente estudo e integra os concelhos de Sines, Odemira, Aljezur e Vila do Bispo, situando-se entre as latitudes 36° 59' N e 37° 55' N e as longitudes 8° 40' W e 9° 00' W (Resolução do Conselho de Ministros n.º 11-B/2011). O Parque caracteriza-se por ter uma extensa zona costeira arenosa, com cerca de 60 567 ha de área terrestre e 28 858 ha de área marítima, que se denomina “Parque Marinho do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina” e possui uma grande diversidade paisagística e ecológica, apresentando uma linha de costa caracterizada, genericamente, por arribas elevadas, cortadas por barrancos profundos, pequenas praias, ribeiras e linhas de águas temporárias, estuários e sapais que albergam uma grande diversidade de habitats (Resolução do Conselho de Ministros n.º 11-B/2011). O Parque começou por ser definido, em 1988, através do Decreto-Lei n.º 241/88 de 7 de Julho, como uma área de Paisagem Protegida, devido ao seu vasto património natural, arqueológico e cultural, tendo adquirido mais tarde (1995), através do Decreto Regulamentar n.º 26/95, de 21 de Setembro, o estatuto de Parque Natural, com a incorporação da área marinha contígua. Ainda no mesmo ano, é criado o primeiro plano de ordenamento do Parque (POPNSACV), através do Decreto Regulamentar n.º 33/95, de 11 de Dezembro. Com o incremento do conhecimento sobre os valores naturais, paisagísticos e culturais existentes, bem como com a necessidade de aperfeiçoar as formas de gestão, surgiu mais tarde a revisão do POPNSACV, através da Resolução do Conselho de Ministros n.º 11-B/2011, de 4 de Fevereiro. Foi o primeiro plano de ordenamento a incluir a gestão da área marinha e foi também nele definido a implementação de AMPs como ferramentas de gestão para a proteção dos ecossistemas marinhos (Resolução do Conselho de Ministros n.º 11-B/2011). Entre os locais protegidos destacam-se a Ilha do Pessegueiro (com uma área de aproximadamente 6 km²) e o Cabo Sardão (com uma área de aproximadamente 7 km²), locais onde se desenvolveu o presente estudo (FIGURA I) (Resolução do Conselho de Ministros n.º 11-B/2011). A pesca é

uma atividade tradicional que sempre teve uma elevada importância económica nesta região, onde praticamente toda a costa era explorada, tanto ao nível comercial, como recreativo (Reis, 2011). Este tipo de exploração tem como principal utilização o consumo alimentar direto e, por muito tempo, não esteve sujeito a qualquer tipo de controlo específico a nível local. Com a revisão do POPNSACV, a 4 de Fevereiro de 2011, todos os tipos de pesca (pesca e apanha comercial, pesca profissional, pesca lúdica e pesca desportiva) passaram a ser interditos nas AMPs da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão, à exceção da apanha comercial do percebe - *Pollicipes pollicipes* (Gmelin, 1789). A revisão do POPNSACV foi também responsável pelo estatuto de áreas de proteção parcial do tipo I atribuídas aos mesmos locais, áreas estas que correspondem “a espaços que contêm valores naturais e paisagísticos relevantes, ou, tratando-se de valores excecionais, apresentam uma sensibilidade ecológica moderada, em que a manutenção dos habitats naturais e das espécies da flora e da fauna é globalmente compatível com usos temporários que respeitem os objetivos da conservação da natureza e da biodiversidade” e por definir o estatuto de intervenção específica na Ilha do Pessegueiro com o objetivo de definir as condições de acesso e visita compatíveis com a preservação e valorização dos valores culturais e naturais (Resolução do Conselho de Ministros n.º 11-B/2011). Recentemente, a portaria n.º 14/2014, de 23 de Janeiro, passou a permitir a pesca lúdica dentro destas AMPs, de quinta-feira a segunda-feira e nos feriados, exceto nos meses de junho a setembro, e de acordo com regras específicas ao nível das embarcações, artes, equipamentos, isco e limites diários de captura.

Nesta região, a margem da plataforma continental é relativamente estreita (cerca de 15-20 km de largura), sendo que toda a área marinha do parque se encontra na plataforma continental que se estende desde a linha de costa aos 200 m de profundidade (Gomes, 2001; Belo, 2013). Com base nos estudos efetuados no âmbito do Plano de Ordenamento do PNSACV de 2011, sabe-se que podem ser observadas nesta área cerca de 123 espécies de macroinvertebrados, com a maior diversidade verificada no grupo dos moluscos e crustáceos (ICNB, 2008). De igual forma, também a comunidade ictífica é muito diversa, podendo ser encontradas cerca de 149 espécies, das quais se destacam algumas espécies-chave, como *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758), *Diplodus vulgaris* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817), *Conger conger* (Linnaeus, 1758), *Solea solea* (Linnaeus, 1758) e *Muraena helena*

(Linnaeus, 1758), que têm elevado interesse em termos de pesca comercial e lúdica e que utilizam estas zonas como locais de alimentação ou aí residem de forma permanente (ICNB, 2008). Esta riqueza ictífica está associada a vários fatores característicos desta região, como por exemplo a grande extensão da costa, a natureza dos fundos da orla costeira ricos em afloramentos rochosos, com uma grande diversidade de habitats e de abrigos, a confluência de três importantes regiões biogeográficas (Mediterrâneo e Oceano Atlântico subtropical e temperado) e a ocorrência de fenómenos de afloramento costeiro de Verão, entre outros (ICNB, 2008).



Figura I - Mapa representativo da área de estudo, onde se observa a região alentejana do PNSACV e as AMPs da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão.

Amostragem

Para este trabalho foram realizadas quatro campanhas de amostragem com recurso às artes de arrasto de portas e redes de tresmalho. Escolheram-se estas duas artes de pesca pelo facto do arrasto de portas capturar essencialmente espécies bentónicas e portanto espécies mais associadas aos fundos oceânicos, enquanto as redes de tresmalho capturam espécies mais pelágicas e por isso mais associadas à coluna de água. A utilização das redes de tresmalho, muito utilizadas pela comunidade piscatória a operar na região, permite capturar um maior número de espécies com interesse comercial. Já o arrasto, cuja utilização pela frota profissional está proibida, possibilita a captura de exemplares de menor dimensão e de um maior número de espécies sem valor comercial. O facto de serem utilizadas as duas artes garante ainda uma maior cobertura dos habitats existentes. Por forma a captar a evolução temporal das comunidades de peixes locais, no que diz respeito à sua constituição, estrutura e ecologia trófica, após a implementação destas AMPs, e avaliar o efeito da época do ano, foram efetuadas duas amostragens durante o primeiro ano de monitorização (Agosto de 2011, correspondente ao verão marítimo, e Fevereiro de 2012, correspondente ao inverno marítimo) e duas campanhas durante o terceiro ano de monitorização (Agosto e Dezembro de 2013, verão e inverno marítimos, respetivamente). Com o intuito de testar o efeito da interdição da pesca no interior das AMPs (efeito da proteção), foi delineado um esquema que incluiu a amostragem dentro das áreas protegidas e em duas zonas controlo adjacentes, uma a norte e outra a sul de cada AMP (FIGURA II). Dentro de cada zona de amostragem foram ainda efetuadas operações em substrato rochoso e em substrato arenoso, com o objetivo de estudar as comunidades nos diferentes habitats.

As operações de amostragem foram efetuadas a bordo de uma embarcação de pesca profissional em ambas as AMPs, com recurso à arte de redes de tresmalho. Na AMP da Ilha do Pessegueiro, a amostragem foi complementada com recurso à arte de arrasto de portas, de forma a obter uma caracterização mais completa da comunidade de peixes desta zona. Esta arte só é passível de ser utilizada em fundos maioritariamente de areia e, uma vez que não havia superfícies suficientemente extensas deste substrato na AMP do Cabo Sardão, este método foi apenas utilizado

na AMP mais a norte. Assim, em cada campanha e em cada uma das zonas de amostragem (AMPs e zonas controlo), foram colocadas aleatoriamente duas caçadas de redes de tresmalho com 4 panos de 50 m de comprimento cada, perfazendo 200 m por caçada, sobre cada um dos substratos, num total de 400 m de redes de tresmalho em cada zona de amostragem. As redes de tresmalho possuíam malhagem de miúdo de 100 mm e malhagem de alvitana de 500 mm (malhagem legal para a pesca do linguado). As redes foram colocadas a profundidades entre os 10 m e os 25 m e ficaram a operar durante a noite um mínimo de 12 horas, sendo recolhidas na manhã seguinte. As amostragens através de arrasto de portas na AMP da Ilha do Pessegueiro e zonas controlo adjacentes foram constituídas por três operações de arrasto levadas a cabo durante o período diurno em cada uma das zonas. Cada operação teve a duração de 15 minutos de tempo de fundo percorrendo um trajeto retilíneo aleatório a profundidades entre os 15 m e os 25 m e a uma velocidade média de 2 nós. Cada campanha de amostragem teve a duração de 4 dias. Os exemplares capturados nas campanhas de amostragem foram acondicionados em sacos de plástico devidamente identificados e foram primeiramente congelados a bordo, sendo depois mantidos em arcas frigoríficas até ao seu processamento laboratorial.



Figura II - Mapa da região alentejana do PNSACV com os locais de amostragem assinalados. A azul a AMP da Ilha do Pessegueiro, a verde a AMP do Cabo Sardão e a laranja as zonas de controlo adjacentes.

Referências bibliográficas

- Belo, A., 2013. *Movimentos de Diplodus sp. no interior de uma Área Marinha Protegida observados com recurso a marcação convencional e biotelemetria*. Tese de Mestrado. Lisboa: Universidade de Lisboa.
- Gomes, M., Serrão, E. and Borges, M. 2001. *Spatial patterns of groundfish assemblages on the continental shelf of Portugal*. *ICES Journal of Marine Science* 58: 633–647.
- ICNB, 2008. *Plano de Ordenamento do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina*; Hidroprojecto Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNB), Estudos de base – etapa 1 – descrição. Volume II, Lisboa, 233p.
- Reis, R. 2011. *Avaliação de efeitos ecológicos da interdição da pesca lúdica no litoral rochoso alentejano*. Tese de Mestrado. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia.

Legislação:

- Decreto-Lei n.º 241/88, de 7 de Julho de 1988. Diário da República 1ª série — N.º 155, pág.: 2781.
- Decreto-Lei n.º 26/95, de 21 de Setembro de 1995. Diário da República 1ª série — N.º 219, pág.: 5915.
- Decreto Regulamentar n.º 33/95, de 11 de Dezembro de 1995. Diário da República 1ª série-B — N.º 284, pág.: 7727.
- Resolução do Conselho de Ministros n.º 11-B/2011, de 4 de Fevereiro de 2011. Diário da República, 1.ª série — N.º 25, pág.: 31-67.
- Portaria n.º 14/2014, de 23 de Janeiro de 2014. Diário da República, 1.ª série — N.º 16, pág.: 474-477.

CAPÍTULO III

Composição e estrutura das comunidades
piscícolas das AMPs do Cabo Sardão e Ilha do
Pessegueiro

Composição e estrutura das comunidades piscícolas das AMPs do Cabo Sardão e Ilha do Pessegueiro

Introdução

Os peixes seleccionam os diferentes habitats com base principalmente na disponibilidade de abrigo (devido ao risco de predação) e na produtividade global do local escolhido (devido às necessidades alimentares). Destas condicionantes vai depender a estrutura das comunidades de um local, que resulta de um balanço entre as boas condições, tanto para as espécies presas, como para as espécies predadoras. Assim, conhecer a riqueza específica, a abundância e a estrutura populacional das várias espécies que constituem essas comunidades são essenciais para apoiar as medidas de conservação, de que são exemplo a criação das áreas marinhas protegidas (Angeloni *et al.*, 2013).

As AMPs fornecem uma oportunidade adicional de sobrevivência e de crescimento das espécies que nelas residem. Salvaguardar uma área da ação da pesca permite que os organismos presentes não sejam capturados e consigam sobreviver mais tempo, desde que permaneçam no local protegido, o que se traduz numa maior longevidade, maior taxa de crescimento e maior fecundidade, aumentando a densidade populacional (Roberts & Hawkins, 2000). Este último parâmetro é particularmente importante, não só para espécies com mobilidade condicionada (em que a reprodução está dependente de altas densidades populacionais), mas também porque potencia a produção de indivíduos jovens, o que diminui o risco de extinção local das espécies. Com um aumento no número de indivíduos dentro das AMPs poderá ser atingida a capacidade de carga do ambiente, as condições tornarem-se saturadas e os recursos escassos o suficiente, de forma que os organismos tenderão a deslocar-se para locais com uma menor densidade populacional (fora das AMPs), aumentando o seu número gradualmente nas áreas adjacentes onde a pesca é permitida (Roberts & Hawkins, 2000). Estes fenómenos de *spillover* permitem, a curto prazo, compensar a perda que os pescadores sentem com a implementação destas áreas e a longo prazo diminuir a perda da biodiversidade e aumentar os mananciais das espécies comerciais.

O número de AMPs tem vindo a crescer rapidamente e por isso estas têm sido alvo de diversos trabalhos que mostram resultados positivos dessa implementação sobre as comunidades, constituindo, por isso, AMPs bem-sucedidas (*e.g.* Fenberg *et al.*, 2012; García-Charton *et al.*, 2008; Harmelin *et al.*, 1995). Halpern (2003), por exemplo, reviu cerca de 89 estudos que envolviam AMPs com algum tipo de proibição de pesca, com diferentes dimensões, com vigilância e com problemas de fiscalização, em diferentes climas e com diferentes idades de implementação. Os resultados mostraram que mais de 50% das AMPs tinham valores mais elevados de abundância, organismos maiores e uma maior diversidade de espécies em comparação com as áreas não protegidas. Além disso, a maioria dos parâmetros foram mais elevados no interior das AMPs do que no exterior, o que demonstrou que o efeito proporcional de uma AMP é independente do seu tamanho e que os benefícios podem ser rápidos a ocorrer, já que, tanto AMPs com 2 ou 3 anos, como AMPs com 28 ou 36 anos, produziram respostas à proteção visíveis ao nível das comunidades. Harmelin-Vivien *et al.* (2008) avaliaram 6 AMPs do Mediterrâneo e os resultados foram semelhantes aos obtidos por Halpern, com aumentos ao nível da riqueza específica e da abundância. Por seu turno, Lester *et al.* (2009) criaram um banco de dados baseado em 124 AMPs localizadas em 29 países do Mundo. O estudo incluiu apenas AMPs com proteção total e os resultados mostraram aumentos mais acentuados na densidade de organismos dentro das AMPs e aumentos mais moderados nos parâmetros da dimensão e riqueza específica também dentro das AMPs. Fenberg *et al.*, (2012) avaliaram um total de 27 AMPs europeias e obtiveram resultados semelhantes, com os maiores aumentos a ocorrerem dentro das AMPs no que diz respeito à densidade de organismos, seguidos por aumentos mais moderados no que concerne ao tamanho dos indivíduos e à riqueza específica. Os efeitos da proteção das AMPs europeias analisadas neste estudo são ainda consistentes com os resultados de uma meta-análise feita previamente, que se baseou em 12 reservas europeias temperadas com proteção total, que revelaram que a densidade de peixes e a riqueza específica não só aumentaram em comparação com os locais não protegidos, mas que as AMPs maiores e mais antigas tinham maiores densidades de peixes e riqueza de espécies em comparação com as mais jovens e menores (Claudet *et al.*, 2008). Um estudo recente de Edgar *et al.* (2014) destacou precisamente a importância de AMPs de grandes dimensões e com muito

tempo de implementação. Neste estudo foram consideradas 87 AMPs distribuídas pelo Mundo, para as quais se avaliaram os mesmos parâmetros dos estudos referidos anteriormente, mas com base na combinação de 5 características (AMPs com proteção total, bem executadas, antigas, grandes e isoladas), em vez de avaliar cada característica em separado, como outros estudos efetuaram. Os resultados mostraram que mais de 50% das AMPs tinham apenas uma ou duas das características consideradas e não foram ecologicamente distinguíveis dos locais onde é possível pescar; mesmo para três características diferentes o valor de conservação era quase ausente e apenas 4,6% das AMPs avaliadas tinham as cinco características presentes.

Em Portugal, o uso de AMPs como ferramentas para a conservação e gestão, ainda é considerado uma abordagem inovadora, já que apenas algumas AMPs foram implementadas, a maioria delas nos Açores (Santos *et al.*, 1995). Em Portugal continental existem apenas 4 AMPs, a do Parque Marinho Professor Luiz Saldanha, na Arrábida, foi a terceira a ser criada, em 1998, com o principal objetivo focado na conservação da biodiversidade costeira, embora exista a intenção de ser também uma ferramenta para a gestão das pescas (Gonçalves *et al.*, 2003). Esta AMP tem sido das mais estudadas e alguns desses estudos já mostraram resultados semelhantes aos obtidos a nível mundial. Por exemplo, Sousa (2011) efetuou um estudo nesta AMP que incluiu algumas zonas com proteção total, parcial e complementar. Foram realizadas campanhas de amostragem que envolveram 7939 indivíduos capturados e verificou-se que as áreas com proteção parcial e total apresentaram valores mais elevados de biodiversidade e abundância em comparação com a área complementar. Além disso, a diversidade, a abundância e o comprimento total dos organismos aumentaram na área com proteção total. Apesar das evidências da ocorrência de pesca ilegal e do pouco tempo de implementação desta AMP, os estudos mostram indícios que sugerem que várias espécies de peixe estão a beneficiar da redução da pressão da pesca (Sousa, 2011).

No presente estudo foi colocada a seguinte hipótese principal: a implementação das AMPs em estudo promoveu alterações na composição e estrutura das comunidades piscícolas no interior e exterior destas AMPs? Para isso, foram estipulados os seguintes objetivos específicos: (1) avaliar variações ao nível da riqueza específica (n.º espécies), da abundância de organismos (densidade) e da

dimensão dos indivíduos dentro das AMPs e no seu exterior; (2) avaliar variações no grau de utilização das AMPs por espécies com interesse comercial e valor conservacionista. Tendo em conta a importância das AMPs já demonstrada em estudos anteriores, seria expectável a ocorrência de diferenças significativas entre os dados recolhidos em 2011 (antes da implementação das AMPs e por isso incidindo sobre comunidades de peixes sob influência da pesca), e os dados recolhidos em 2013 (quase três anos após as comunidades de peixes terem ficado sob a influência da interdição da pesca). A atribuição de regimes de proteção que incluam a interdição da pesca em AMPs permite esperar um aumento na riqueza específica e na abundância e no tamanho médio, tanto das espécies mais intensamente capturadas, como daquelas com menor interesse haliêutico (Branch & Odendaal, 2003), excepto para as espécies que sejam predadas. A verificarem-se estas previsões, será possível afirmar que as referidas AMPs contribuem para o aumento da proporção de indivíduos maiores e mais velhos e que os seus benefícios se estendem para além das espécies capturadas (alvo de pesca) (Reis, 2011).

Material e métodos

Amostragem e trabalho de laboratório

Os exemplares utilizados para este estudo foram capturados de acordo com a metodologia descrita no capítulo II (Metodologia). Posteriormente, procedeu-se ao descongelamento dos exemplares e à sua identificação até ao nível taxonómico mais baixo, com recurso às chaves de identificação disponibilizadas por Whitehead et al. (1984/1986). Os indivíduos foram ainda pesados com recurso a uma balança eletrónica com 0,01 g de precisão e o seu comprimento total (em linha reta, desde a extremidade do focinho até à extremidade do lobo mais comprido da barbatana caudal) foi medido com recurso a um ictiómetro com 1 mm de precisão. Nos casos em que a abundância das capturas de uma determinada espécie tornava o seu processamento demasiado moroso (mais de 50 exemplares), realizou-se uma subamostragem aleatória de 50 indivíduos por espécie, registando-se o peso total e o comprimento total apenas dos exemplares selecionados.

Análise de dados

Tendo em conta que, como anteriormente referido, as técnicas de amostragem não foram uniformes nas duas áreas de estudo, os dados utilizados em cada uma das análises variaram em função dos objetivos das mesmas. Assim, para a caracterização global das comunidades foram utilizados todos os exemplares capturados com qualquer das artes de pesca em ambas as áreas de estudo. Por seu turno, para as análises comparativas globais foram utilizados os exemplares capturados em cada uma das áreas, Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão, apenas com redes de tresmalho, que foi a técnica comum a ambas. Para a avaliação do efeito da proteção em espécies de peixes com interesse comercial foram utilizados os exemplares alvo da pesca profissional e capturados apenas com redes de tresmalho, que é a arte que melhor permite caracterizar as espécies alvo desta pesca e é a mais utilizada pelos pescadores da região. Por seu turno, para avaliar o efeito da proteção em espécies sem interesse comercial foram usados os exemplares que não são

habitualmente alvo da pesca profissional e capturados apenas com arrasto de portas, que permite amostrar de modo mais fidedigno estas comunidades e para as quais as redes de tresmalho são um método de captura ineficaz e inapropriado. Dado que esta última arte foi apenas utilizada da área de estudo da Ilha do Pessegueiro, o estudo dos efeitos da proteção nas espécies com e sem interesse comercial cingiu-se apenas às comunidades desta área. Deste modo, foi possível analisar e comparar os impactos nas comunidades de peixes de forma mais uniforme e fidedigna ao eliminar eventuais efeitos não controlados relativos ao fator geográfico.

No que diz respeito às análises estatísticas, foram efetuados testes PERMANOVA pareados para as interações que deram resultados estatisticamente significativos nos testes principais, por forma a determinar de que modo esses fatores interagiram entre si. Nos subcapítulos seguintes, descreve-se de forma mais pormenorizada as análises efetuadas em cada um dos casos.

- **Composição geral das comunidades**

Para análise da composição das comunidades piscícolas da área de estudo foram considerados todos os exemplares capturados em todos os locais e em todas as épocas de amostragem, utilizando quer o arrasto de portas, quer as redes de tresmalho. Deste modo, foi construída uma tabela onde se listam todas as espécies capturadas e identificadas, com indicação da respetiva abundância numérica por época (verão e inverno marítimos), local de amostragem (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão) e nível de proteção (AMP – com proteção e controlo – sem proteção).

- **Riqueza específica**

- **Número global de espécies**

Para efeitos comparativos, o número global de espécies presentes dentro das AMPs da Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão e respetivas áreas controlo adjacentes foi determinado apenas com base nas amostragens com redes de tresmalho. Deste

modo, foi possível efetuar uma correta comparação das comunidades piscícolas destas duas áreas, relativamente à sua riqueza específica. Assim, foi feita uma análise para avaliar as eventuais diferenças entre o número de espécies das duas áreas de estudo, entre AMPs e zonas controlo, entre épocas do ano e entre anos passados após a implementação das áreas protegidas. Esta análise foi efetuada através de uma PERMANOVA univariada em que foram considerados 5 fatores fixos: Local (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão), Ano (1 e 3), Proteção aninhada em Local (com e sem), Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos) e Substrato aninhado em Proteção (areia e rocha). Deste modo, foi possível avaliar as diferenças na riqueza específica entre locais e avaliar o efeito da proteção em cada local e ao longo do tempo.

▪ **Número de espécies com interesse comercial**

O efeito da proteção marinha implementada na costa alentejana no número de espécies de peixes com interesse comercial foi avaliado utilizando apenas os exemplares capturados na área da Ilha do Pessegueiro e com redes de tresmalho. Assim, para esta análise foram consideradas apenas as espécies capturadas com aquela arte e com interesse comercial, sendo excluídas aquelas que não apresentam valor comercial. O efeito da proteção foi avaliado através duma PERMANOVA univariada em que foram considerados 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos). Deste modo, foi possível avaliar as diferenças no número de espécies com valor comercial entre as comunidades de peixes da AMP da Ilha do Pessegueiro e áreas adjacentes não protegidas ao longo do tempo.

▪ **Número de espécies sem interesse comercial**

Tal como para as espécies com interesse comercial, também foi efetuada uma análise para avaliar o efeito da proteção ao longo do tempo no número de espécies sem interesse comercial. Para esta análise, foram utilizadas as espécies de exemplares capturados com arrasto de portas na área da Ilha do Pessegueiro que não têm interesse para a pesca comercial. Desta análise foram excluídas as espécies

com interesse comercial que eventualmente tenham sido capturadas com a referida arte. Assim, tal como para as espécies com interesse comercial, o efeito da proteção foi avaliado através duma PERMANOVA univariada a 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos). Deste modo, foi possível avaliar as diferenças no número de espécies sem valor comercial entre as comunidades de peixes da AMP da Ilha do Pessegueiro e áreas adjacentes não protegidas ao longo do tempo.

- **Abundância global**

- **Número global de exemplares**

Para a análise do efeito da proteção no número global de exemplares de peixes das comunidades da área de estudo ao longo do tempo, utilizou-se uma metodologia semelhante à utilizada para a análise do número de espécies. Assim, foram considerados para a análise o número de exemplares capturados apenas com redes de tresmalho nas AMPs da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão e das respetivas áreas controlo adjacentes em todas as épocas de amostragem, sendo excluídos os exemplares capturados com arrasto de portas. O efeito da proteção foi então avaliado através de uma PERMANOVA univariada a 5 fatores fixos: Local (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão), Ano (1 e 3), Proteção aninhada em Local (com e sem); Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos) e Substrato aninhado em Proteção (areia e rocha), sendo, assim, possível a avaliação das diferenças entre locais e avaliar o efeito da proteção no número de exemplares capturados em cada local ao longo do tempo.

- **Número de exemplares de espécies com interesse comercial**

Para a análise do efeito da proteção no número de espécies com interesse comercial, tal como na análise do seu número de espécies, foram considerados apenas os exemplares capturados com redes de tresmalho. Assim, o efeito da proteção foi avaliado através duma PERMANOVA univariada a 3 fatores fixos:

Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos). Deste modo, foi possível avaliar as diferenças no número de exemplares de espécies com valor comercial entre as comunidades de peixes da AMP da Ilha do Pessegueiro e áreas adjacentes não protegidas ao longo do tempo.

- **Número de exemplares de espécies sem interesse comercial**

À semelhança do que sucedeu com a análise ao número de espécies e de exemplares com interesse comercial, também para as espécies que não são alvo da pesca profissional, amostradas com arrasto de portas nesta mesma área, foi realizada uma PERMANOVA univariada a 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos). Assim, foi possível avaliar eventuais diferenças no número de exemplares de espécies sem interesse para a pesca profissional entre as comunidades de peixes da AMP da Ilha do Pessegueiro e áreas adjacentes não protegidas ao longo do tempo.

- **Estrutura das comunidades**

- **Estrutura global**

Para a análise do efeito da proteção implementada ao longo do tempo na estrutura global das comunidades da área de estudo, foram considerados todos os exemplares de cada uma das espécies capturadas nas AMPs da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão e áreas controlo adjacentes, com recurso a redes de tresmalho. Foi então efetuada uma PERMANOVA multivariada a 5 fatores fixos: Local (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão), Ano (1 e 3), Proteção aninhada em Local (com e sem); Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos) e Substrato aninhado em proteção (areia e rocha). Quando foram encontradas interações significativas entre fatores, executou-se uma PERMANOVA pareada entre esses fatores para avaliar de que forma estes interagem entre si para condicionar a estrutura das comunidades. Foi igualmente efetuada uma análise SIMPER à composição das comunidades das áreas de estudo para averiguar quais as espécies que mais contribuíram para as diferenças encontradas nas respetivas estruturas das comunidades.

- **Estrutura das comunidades de peixes com valor comercial**

Para análise do efeito da proteção na estrutura das comunidades de peixes com interesse comercial da Ilha do Pessegueiro ao longo do tempo, foram utilizados apenas os exemplares de cada espécie com interesse para a pesca profissional capturados com redes de tresmalho, tal como em análises anteriores. A avaliação da estrutura desta comunidade foi então realizada através duma PERMANOVA multivariada a 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), ano (1 e 3) e Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos). Foi também efetuada uma análise SIMPER para avaliar quais as espécies que mais contribuíram para as diferenças encontradas na estrutura das comunidades estudadas.

- **Estrutura das comunidades de peixes sem valor comercial**

Para análise do efeito da proteção na estrutura das comunidades de peixes sem interesse comercial da Ilha do Pessegueiro ao longo do tempo, foram utilizados apenas os exemplares de cada espécie sem interesse para a pesca profissional capturados com arrasto de portas, tal como em análises anteriores. A avaliação da estrutura desta comunidade foi então realizada através duma PERMANOVA multivariada a 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), ano (1 e 3) e Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos). Foi também efetuada uma análise SIMPER para avaliar quais as espécies que mais contribuíram para as diferenças encontradas na estrutura das comunidades estudadas.

- **Análise dimensional de peixes com interesse comercial ou conservacionista**

Para a análise da estrutura dimensional de espécies com interesse comercial ou valor conservacionista consideraram-se os comprimentos de algumas espécies que são alvo da pesca comercial ou que são objeto de legislação específica para a sua proteção. Para efeitos de simplificação, nos casos em que o número de exemplares era reduzido para cada espécie e existiam várias espécies aparentadas, que atingem tamanhos máximos semelhantes, estas foram consideradas em conjunto. Assim,

para esta análise foram considerados o sargo (*Diplodus sargus*), a safia (*Diplodus vulgaris*), o salmonete (*Mullus surmulletus* (Linnaeus, 1758)) e o bodião (*Labrus bergylta* (Ascanius, 1767)) capturados na Ilha do Pessegueiro e no Cabo Sardão com redes de tresmalho. Foram ainda analisadas as espécies de raias (*Raja clavata* (Linnaeus, 1758) e *Raja undulata* (Lacepède, 1802)) e os linguados (*Solea lascaris* (Risso, 1810), *Solea senegalensis* (Kaup, 1858) e *Solea solea*) em análises separadas para os exemplares capturados com redes de tresmalho (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão) e arrasto de portas (Ilha do Pessegueiro). Esta análise distinta só se efetuou para estes dois grupos de espécies, uma vez que as restantes não foram capturadas em número significativo com esta arte e porque o arrasto não é tão adequado para a sua captura, em virtude da sua maior associação à coluna de água. As raias e os linguados são capturados eficazmente com as duas artes utilizadas. Deste modo, foi possível avaliar de modo mais fino a estrutura dimensional destes dois grupos de espécies, uma vez que o arrasto de portas captura uma maior gama de tamanhos, e ao mesmo tempo aferir qual a arte mais eficaz para detetar eventuais diferenças entre comprimentos, de acordo com os fatores utilizados. Os comprimentos dos exemplares de cada espécie ou grupos de espécies capturados com redes de tresmalho foram comparados através de uma ANOVA univariada a 5 fatores fixos: Local (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão), Ano (1 e 3), Proteção aninhada em Local (com e sem); Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos) e Substrato aninhado em proteção (areia e rocha). Os comprimentos das raias e dos linguados capturados na Ilha do Pessegueiro com arrasto de portas foram comparados também com uma ANOVA univariada, mas a 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos). Deste modo, foram identificados os fatores temporais (época e ano) e espaciais (local, proteção e substrato) que influenciaram os tamanhos destas espécies, ou seja, conseguiu-se determinar se o tamanho das espécies foi significativamente influenciado por algum destes fatores ou pela sua interação.

▪ **Análise da proporção de juvenis das comunidades piscícolas da Ilha do Pessegueiro**

Com o objetivo de analisar a influência da proteção na função de viveiro destes ecossistemas ao longo do tempo, efetuou-se o estudo da percentagem de

juvenis das espécies mais abundantes capturadas neste local com arrasto de portas, uma vez que as redes de tresmalho são seletivas para peixes de dimensões adultas (tamanho mínimo legal de captura, neste caso malhagem de miúdo de 100 mm e malhagem de alvitanas de 500 mm). Assim, das 21 espécies capturadas com arrasto de portas, escolheram-se as 7 espécies mais abundantes ($N \geq 15$) para as quais se encontrou na bibliografia o valor de L50%, que nos indica o comprimento total em que 50% da população desova pela primeira vez. No presente estudo considerou-se sempre o valor mínimo de L50% encontrado na bibliografia para diferentes populações da mesma espécie. Para cada uma das 7 espécies selecionadas foi calculada a proporção de indivíduos juvenis e adultos presentes em cada local (AMP ou área controlo), com base no comprimento da primeira maturação. A percentagem de juvenis de cada uma destas espécies foi comparada através de um teste G-de-independência R x C dentro e fora da AMP e entre o 1º e o 3º anos após a implementação da mesma. Assim, foi possível avaliar o efeito da proteção e do tempo decorrido após a implementação da mesma, na percentagem de juvenis de algumas espécies de peixes.

▪ ***Software estatístico***

Para a realização das análises PERMANOVA e SIMPER utilizou-se o pacote estatístico PRIMER 6 & PERMANOVA+. Para as ANOVA utilizou-se o programa SPSS STATISTICS 22. Para os testes G-de-independência utilizou-se o software BIOMstat 3.0.

Resultados

▪ Composição geral das comunidades

No presente estudo foram capturados 1740 indivíduos, tendo sido identificadas 60 espécies pertencentes a 28 famílias distintas (TABELA I). Na área de estudo da Ilha do Pessegueiro foram capturadas 53 espécies de peixe, enquanto na área de estudo do Cabo Sardão foram capturadas 40. Como pode ser observado na tabela I (organizada por ordem evolutiva de famílias), as espécies *Scomber japonicus* (Houttuyn, 1782), *Solea lascaris* e *Diplodus sargus* apresentaram os valores mais elevados de abundância numérica com 284, 221 e 143 indivíduos, respetivamente. As restantes 57 espécies apresentaram valores de abundância numérica inferiores a 100 indivíduos por espécie. Tendo em conta os locais de estudo que englobam as AMPs, foram capturados mais indivíduos na área de estudo da Ilha do Pessegueiro (1167) do que na do Cabo Sardão (573). Comparando apenas as AMPs, foram igualmente capturados mais exemplares dentro da AMP da Ilha do Pessegueiro (429) do que dentro da AMP do Cabo Sardão (215).

Tabela I - Características da amostra total recolhida nas operações de pesca. Número total de espécimes capturados (N total), número total de espécimes capturados dentro da AMP da Ilha do Pessegueiro (N AMP Ilha Pessegueiro), número total de espécimes capturados nas zonas controlo da Ilha do Pessegueiro (N controlos Ilha Pessegueiro), Número total de espécimes capturados na Ilha do Pessegueiro, tanto na AMP como nos controlos (N total Ilha Pessegueiro), número total de espécimes capturados dentro da AMP do Cabo Sardão (N AMP Cabo Sardão), número total de espécimes capturados nas zonas controlo do Cabo Sardão (N controlos Cabo Sardão), número total de espécimes capturados no Cabo Sardão, tanto na AMP como nos controlos (N total Cabo Sardão).

Famílias	Espécies	N Total	N AMP Ilha Pessegueiro	N Controlos Ilha Pessegueiro	N Total Ilha Pessegueiro	N AMP Cabo Sardão	N Controlos Cabo Sardão	N Total Cabo Sardão
Torpedinidae	<i>Torpedo marmorata</i>	13	3	4	7	3	3	6
	<i>Torpedo torpedo</i>	5	1	1	2	1	2	3
Rajidae	<i>Raja clavata</i>	18	0	11	11	1	6	7
	<i>Raja undulata</i>	41	15	18	33	3	5	8
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>	2	2	0	2	0	0	0
Clupeidae	<i>Alosa fallax</i>	1	0	0	0	0	1	1

Continua

Continuação Tabela I

Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i>	45	0	31	31	2	12	14
Congridae	<i>Conger conger</i>	1	0	0	0	0	1	1
Merlucciidae	<i>Merluccius merluccius</i>	1	0	0	0	1	0	1
Gadidae	<i>Trisopterus luscus</i>	39	12	23	35	2	2	4
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>	30	5	17	22	7	1	8
Serranidae	<i>Serranus cabrilla</i>	18	0	10	10	8	0	8
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	6	2	2	4	2	0	2
Carangidae	<i>Trachurus trachurus</i>	70	26	16	42	8	20	28
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	28	15	8	23	3	2	5
Sparidae	<i>Boops boops</i>	80	23	21	44	8	28	36
	<i>Diplodus cervinus</i>	2	0	2	2	0	0	0
	<i>Diplodus sargus</i>	143	70	49	119	23	1	24
	<i>Diplodus vulgaris</i>	38	10	13	23	7	8	15
	<i>Lithognathus mormyrus</i>	5	5	0	5	0	0	0
	<i>Pagellus acarne</i>	23	6	3	9	8	6	14
	<i>Pagellus erythrinus</i>	7	4	3	7	0	0	0
	<i>Pagrus pagrus</i>	1	1	0	1	0	0	0
	<i>Sarpa salpa</i>	2	0	0	0	0	2	2
	<i>Sparus aurata</i>	5	0	2	2	0	3	3
	<i>Spondylisoma cantharus</i>	19	4	5	9	4	6	10
Labridae	<i>Labrus bergylta</i>	50	11	24	35	7	8	15
	<i>Labrus bimaculatus</i>	1	0	1	1	0	0	0
	<i>Symphodus bailloni</i>	9	1	8	9	0	0	0
	<i>Symphodus melops</i>	1	0	0	0	1	0	1
Trachinidae	<i>Echiichthys vipera</i>	1	0	1	1	0	0	0
	<i>Trachinus draco</i>	9	0	6	6	2	1	3
Uranoscopidae	<i>Uranoscopus scaber</i>	1	0	1	1	0	0	0
Scombridae	<i>Scomber japonicus</i>	284	65	53	118	27	139	166
Gobiidae	<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	4	2	2	4	0	0	0
	<i>Pomatoschistus minutus</i>	1	0	1	1	0	0	0
Callionymidae	<i>Callionymus lyra</i>	58	1	57	58	0	0	0
Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i>	2	0	2	2	0	0	0
	<i>Liza ramada</i>	1	0	1	1	0	0	0
	<i>Mugil cephalus</i>	2	1	1	2	0	0	0
Scorpaenidae	<i>Scorpaena notata</i>	13	1	6	7	2	4	6
	<i>Scorpaena porcus</i>	39	0	20	20	11	8	19
Triglidae	<i>Aspitrigla obscura</i>	75	22	25	47	3	25	28
	<i>Trigla lucerna</i>	20	5	13	18	0	2	2
	<i>Trigloporus lastoviza</i>	18	1	7	8	7	3	10
Scophthalmidae	<i>Psetta maxima</i>	4	1	2	3	0	1	1
	<i>Scophthalmus rhombus</i>	5	1	2	3	0	2	2

Continua

Continuação tabela I

Scophthalmidae	<i>Zeugopterus punctatus</i>	2	0	1	1	0	1	1
	<i>Arnoglossus imperialis</i>	25	1	24	25	0	0	0
Bothidae	<i>Arnoglossus laterna</i>	82	21	59	80	0	2	2
	<i>Arnoglossus thori</i>	22	0	22	22	0	0	0
	<i>Bothus podas</i>	1	0	0	0	0	1	1
Pleuronectidae	<i>Pleuronectes platessa</i>	1	0	0	0	0	1	1
	<i>Dicologlossa cuneata</i>	1	1	0	1	0	0	0
	<i>Microchirus boscanion</i>	19	3	16	19	0	0	0
Soleidae	<i>Solea lascaris</i>	221	60	93	153	34	34	68
	<i>Solea senegalensis</i>	56	14	26	40	7	9	16
	<i>Solea solea</i>	17	3	4	7	6	4	10
Balistidae	<i>Balistes carolinensis</i>	51	10	20	30	17	4	21
Batrachoididae	<i>Halobatrachus didactylus</i>	1	0	1	1	0	0	0
TOTAIS		1740	429	738	1167	215	358	573

Para as análises subsequentes, as espécies primordialmente pelágicas, que podem efetuar grandes deslocamentos diários e que apenas foram capturadas em elevado número numa amostragem, foram excluídas. Essas espécies foram *Boops boops* (Linnaeus, 1758), *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792), *Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758) e *Scomber japonicus*.

▪ Riqueza específica

▪ Número global de espécies

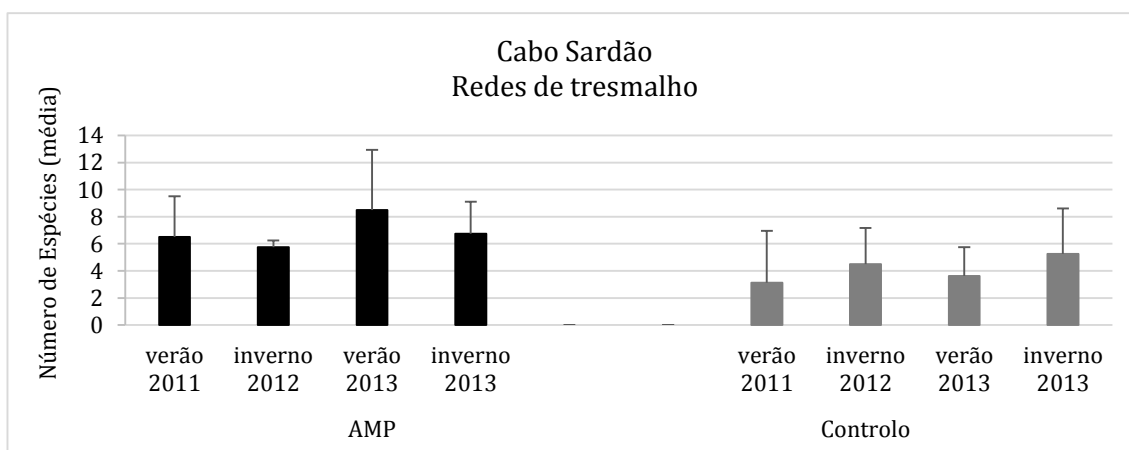
Na área de estudo da costa alentejana do PNSACV foram capturadas, com recurso a redes de tresmalho, 52 espécies de peixe, sendo que na área de estudo da Ilha do Pessegueiro foram identificadas 45 espécies (32 dentro da AMP e 40 na área controlo), ao passo que na área de estudo do Cabo Sardão foram identificadas 40 (29 dentro da AMP e 36 na área controlo). Na área da Ilha do Pessegueiro, em termos absolutos, o valor mais elevado deste parâmetro foi observado no Inverno de 2013, na zona sem proteção, com 23 espécies, e o mesmo se verificou para o Cabo Sardão, onde se observou o valor mais elevado de riqueza específica, com 18 espécies, no Inverno de 2013, na zona sem proteção. A análise PERMANOVA univariada aplicada aos valores deste parâmetro não revelou diferenças significativas entre o número de espécies capturadas dentro e fora das áreas protegidas (TABELA II).

Tabela II – Detalhes da PERMANOVA univariada efetuada para comparar a riqueza específica da comunidade piscícola, considerando 5 fatores fixos: Local (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão), Ano (1 e 3), Proteção aninhada em Local (com e sem); Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos) e Substrato aninhado em proteção (areia e rocha).

Fatores	g.d.l.	SQ	MQ	Pseudo-F	P(perm)	perms
Local	1	247,5	247,5	0,992	0,387	845
Ano	1	675,4	675,4	4,927	0,083	998
Proteção (Local)	2	1555,9	777,9	3,118	0,132	817
Época (Ano)	2	165,2	82,6	0,425	0,716	998
AnoxLocal	1	194,0	194,0	1,415	0,307	999
Substrato [Proteção (Local)]	4	1004,3	251,1	1,107	0,376	999
Proteção (Local)xAno	2	47,3	23,6	0,172	0,877	999
Época (Ano)xLocal	2	145,7	72,8	0,375	0,754	999
Proteção (Local)xÉpoca(Ano)	4	196,7	49,2	0,253	0,935	998
Substrato [Proteção(Local)]xAno	4	523,4	130,8	0,577	0,723	999
Substrato[Proteção(Local)]xÉpoca(Ano)	8	1536,2	192,0	0,847	0,567	999
Residual	57	12927,0	226,8			
Total	88	19420,0				

g.d.l. – graus de liberdade; SQ – soma dos quadrados; MQ – média dos quadrados;
Nível de significância $p < 0,05$ assinalado a negrito.

De igual modo, e apesar de haver uma tendência para um aumento global do número de espécies ao longo do tempo (fator ano) (FIGURA III), não foram encontradas diferenças significativas nos valores deste parâmetro entre o 1º e o 3º ano após a implementação das AMPs, tanto na Ilha do Pessegueiro, como no Cabo Sardão (TABELA II). Foi possível observar também que, de um modo geral, ocorreu uma maior quantidade de espécies nas épocas de verão (fator época) e em substrato rochoso (fator substrato), no entanto, igualmente sem diferenças significativas (TABELA II).



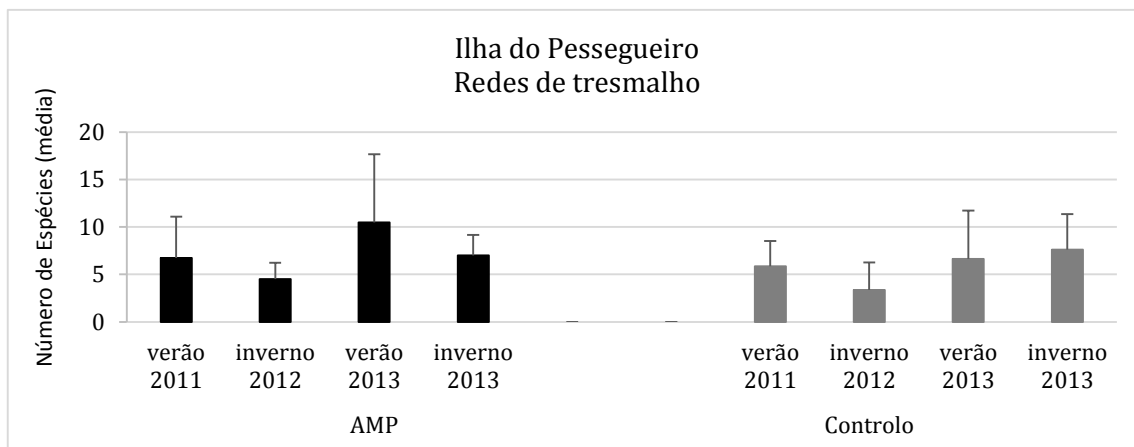


Figura III - Número médio (e erro padrão) de espécies capturadas com redes de tresmalho por época do ano (verão 2011, inverno 2012, verão 2013, inverno 2013) e tipo de proteção (AMP = com proteção, Controlo = sem proteção).

▪ Número de espécies com interesse comercial

Como referido anteriormente, para esta análise foram consideradas as espécies alvo da pesca lúdica e comercial, capturadas com redes de tresmalho na área de estudo da Ilha do Pessegueiro, sendo excluídas da análise as restantes espécies capturadas. Assim, a análise PERMANOVA univariada revelou que o fator proteção não teve um impacto significativo no número de espécies capturadas neste local (TABELA III).

Tabela III – Detalhes da PERMANOVA univariada efetuada para comparar a riqueza específica, considerando 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos).

Fatores	g.d.l.	SQ	MQ	Pseudo-F	P(perm)	perms
Proteção	1	249,2	249,2	1,157	0,294	995
Ano	1	908,4	908,4	4,219	0,031	999
Época(Ano)	2	226,0	113,0	0,525	0,602	998
ProteçãoxAno	1	340,7	340,7	1,582	0,205	999
Proteçãox Época(Ano)	2	137,7	68,9	0,319	0,782	999
Residual	37	7967,3	215,3			
Total	44	9606,8				

g.d.l. – graus de liberdade; SQ – soma dos quadrados; MQ – média dos quadrados;
Nível de significância $p < 0,05$ assinalado a negrito.

O mesmo sucedeu para as épocas do ano, em que não foram encontradas diferenças no número de espécies em função da altura do ano. No entanto, foi

possível observar uma diminuição significativa do número de espécies com interesse comercial na área de estudo ao longo do tempo (TABELA III). De facto, no 3º ano após a implementação da AMP da Ilha do Pessegueiro, o número de espécies na área de estudo sofreu um decréscimo significativo quando comparado com o 1º ano (FIGURA IV).

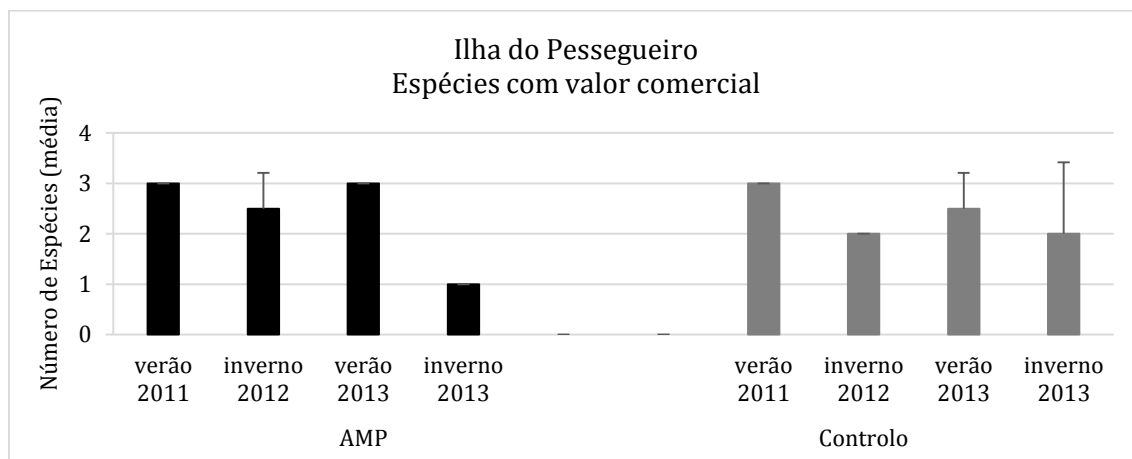


Figura IV - Número médio (e erro padrão) de espécies com valor comercial capturadas com redes de tresmalho por época do ano (verão 2011, inverno 2012, verão 2013, inverno 2013) e tipo de proteção (AMP = com proteção, Controlo = sem proteção).

▪ Número de espécies sem interesse comercial

Para esta análise foram consideradas as espécies que não são alvo da pesca lúdica e comercial e que foram capturadas com arrasto de portas na área de estudo da Ilha do Pessegueiro, sendo excluídas da análise as restantes. Assim, foi possível constatar que foram capturadas significativamente mais espécies fora da área protegida do que no interior da mesma (TABELA IV) (FIGURA V).

Tabela IV – Detalhes da PERMANOVA univariada efetuada para comparar a riqueza específica, considerando 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos).

Fatores	g.d.l.	SQ	MQ	Pseudo-F	P(perm)	Perms
Proteção	1	1333,4	1333,4	5,815	0,021	999
Ano	1	129,8	129,8	0,566	0,476	998
Época(Ano)	2	133,5	66,8	0,291	0,796	999
ProteçãoxAno	1	630,2	630,2	2,748	0,109	999
Proteçãox Época(Ano)	2	214,1	107,0	0,467	0,675	998
Residual	22	5044,8	229,3			
Total	29	6982,1				

g.d.l. – graus de liberdade; SQ – soma dos quadrados; MQ – média dos quadrados;
Nível de significância $p < 0,05$ assinalado a negrito.

De modo inverso, não foram encontradas diferenças significativas nos valores de riqueza específica entre anos, após a implementação da proteção, e entre épocas do ano (TABELA IV).

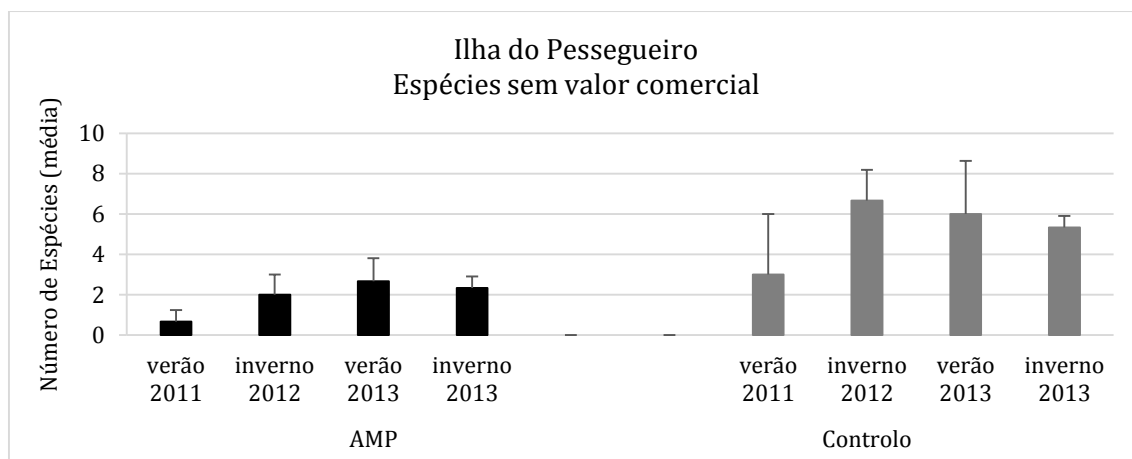


Figura V - Número médio (e erro padrão) de espécies sem valor comercial capturadas com arrasto de portas por época do ano (verão 2011, inverno 2012, verão 2013, inverno 2013) e tipo de proteção (AMP = com proteção, Controlo = sem proteção).

- **Abundância global**
- **Número global de exemplares**

No total, foram capturados, com redes de tresmalho, 1354 exemplares de peixes nas duas áreas de estudo da costa alentejana do PNSACV. Na FIGURA VI é possível observar a distribuição das capturas médias dos exemplares ao longo das épocas, anos e locais de amostragem. A análise global da distribuição das capturas em função dos fatores considerados, através de uma análise PERMANOVA univariada, revelou que apenas existiram diferenças significativas no número de exemplares capturados ao longo do tempo (TABELA V).

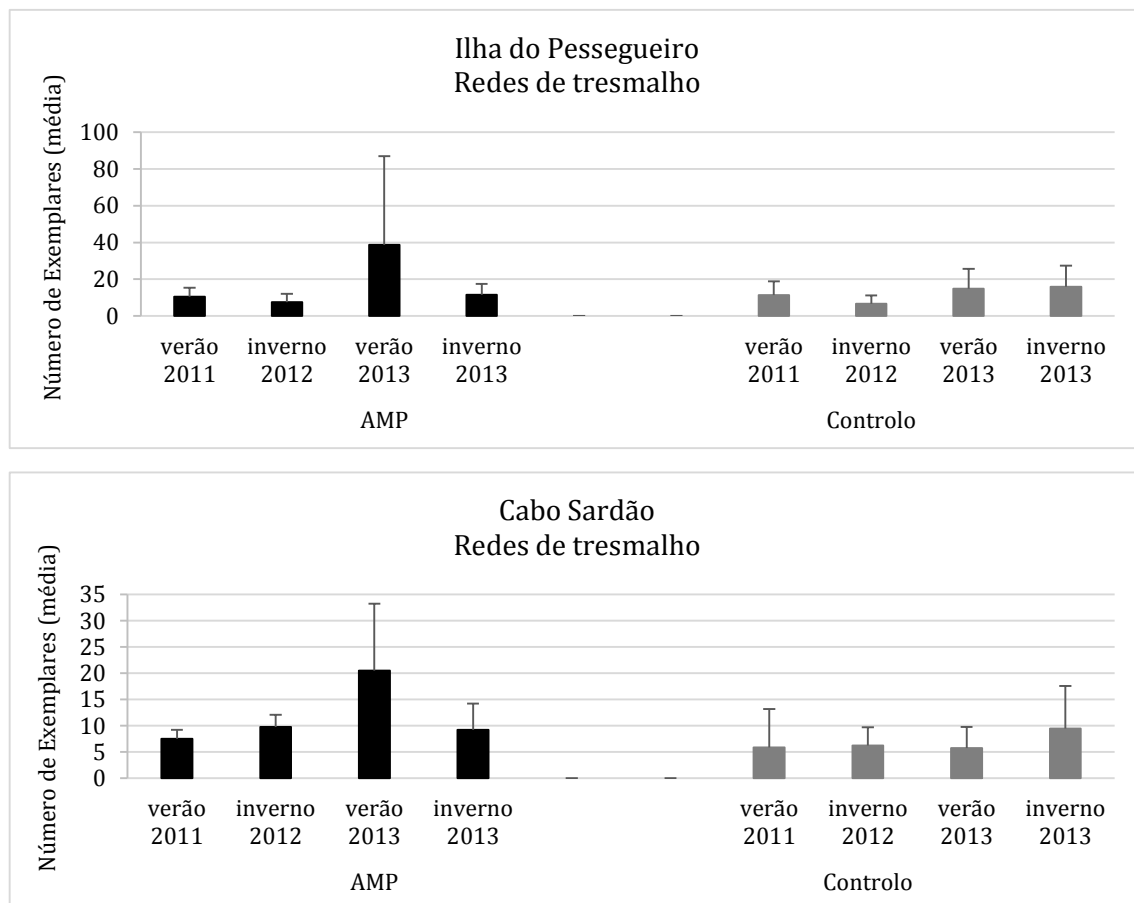


Figura VI - Número médio (e erro padrão) de exemplares capturados com redes de tresmalho por época do ano (verão 2011, inverno 2012, verão 2013, inverno 2013) e tipo de proteção (AMP = com proteção, Controlo = sem proteção).

Tabela V – Detalhes da PERMANOVA univariada a 5 fatores fixos: Local (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão), Ano (1 e 3), Proteção aninhada em local (com e sem); época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos) e Substrato aninhado em Proteção (areia e rocha).

Fatores	g.d.l.	SQ	MQ	Pseudo-F	P(perm)	perms
Ano	1	1418,8	1418,8	4,196	0,028	999
Local	1	765,5	765,5	2,264	0,121	998
Proteção(Local)	2	1120,6	560,3	1,657	0,181	999
Época(Ano)	2	641,6	320,8	0,949	0,412	997
AnoxLocal	1	162,7	162,7	0,481	0,587	998
Substrato[Proteção(Local)]	4	745,7	186,4	0,551	0,757	997
Proteção(Local)xAno	2	144,8	72,4	0,214	0,904	998
Época(Ano)xLocal	2	146,7	73,4	0,217	0,922	999
Proteção(Local)xÉpoca(Ano)	4	1368,8	342,2	1,012	0,412	998
Substrato[Proteção(Local)]xAno	4	1631,0	407,8	1,206	0,300	999
Substrato[Proteção(Local)]xÉpoca(Ano)	8	2864,8	358,1	1,059	0,388	999
Residual	56	18936,0	338,1			
Total	87	30645,0				

g.d.l. – graus de liberdade; SQ – soma dos quadrados; MQ – média dos quadrados;
Nível de significância $p < 0,05$ assinalado a negrito.

De facto, foram capturados mais peixes no 3º ano após a implementação das AMPs, quando comparado com o 1º ano (FIGURA VI). Para os restantes fatores, não se detetaram diferenças significativas entre os valores das capturas (TABELA V).

▪ Número de exemplares de espécies com interesse comercial

Considerando a análise PERMANOVA univariada, para as espécies alvo da pesca lúdica e comercial amostradas com redes de tresmalho na área de estudo da Ilha do Pessegueiro, não foram encontradas diferenças significativas entre o número de exemplares capturados dentro e fora da AMP (TABELA VI).

Tabela VI – Detalhes da PERMANOVA univariada a 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos).

Fatores	g.d.l.	SQ	MQ	Pseudo-F	P(perm)	perms
Proteção	1	295,4	295,4	0,673	0,451	998
Ano	1	243,9	243,9	0,556	0,564	998
Época(Ano)	2	480,6	240,3	0,548	0,635	999
ProteçãoxAno	1	47,9	47,9	0,109	0,902	999
Proteçãox Época(Ano)	2	465,8	232,9	0,531	0,679	999
Residual	37	16227,0	438,6			
Total	44	17520,0				

g.d.l. – graus de liberdade; SQ – soma dos quadrados; MQ – média dos quadrados;
Nível de significância $p < 0,05$ assinalado a negrito.

De igual modo, também não foram encontradas diferenças significativas entre o número de peixes capturados no 1º e no 3º ano após a implementação da mesma, assim como entre verão e inverno (TABELA VI), apesar de se notar um pico nos valores deste parâmetro no verão de 2011 dentro da AMP (FIGURA VII).

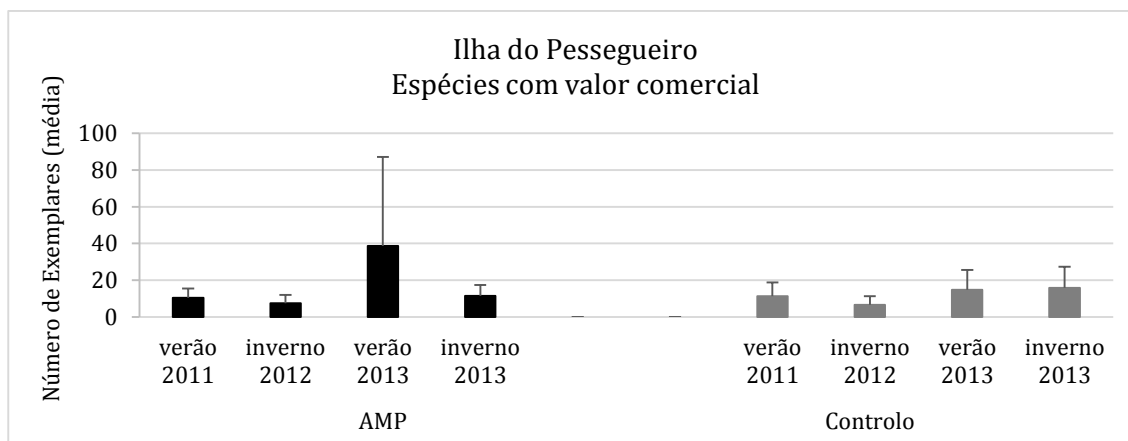


Figura VII - Número médio (e erro padrão) de exemplares com valor comercial capturadas com redes de tresmalho por época do ano (verão 2011, inverno 2012, verão 2013, inverno 2013) e tipo de proteção (AMP = com proteção, Controlo = sem proteção).

▪ **Número de exemplares de espécies sem interesse comercial**

À semelhança do que sucedeu com as espécies com interesse comercial, também para as espécies que não são alvo da pesca lúdica e comercial, amostradas com arrasto de portas nesta mesma área, não foram encontradas diferenças significativas entre o número de exemplares de todas as espécies capturadas em função da proteção a que estão sujeitas ou não, do ano de monitorização ou da época de amostragem (TABELA VII).

Tabela VII – Detalhes da PERMANOVA univariada a 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos).

Fatores	g.d.l.	SQ	MQ	Pseudo-F	P(perm)	perms
Proteção	1	1255,3	1255,3	2,135	0,147	998
Ano	1	380,7	380,7	0,647	0,458	998
Época(Ano)	2	1220,0	609,9	1,038	0,380	999
ProteçãoxAno	1	304,8	304,8	0,518	0,496	999
Proteçãox Época(Ano)	2	910,9	455,4	0,775	0,496	998
Residual	22	12935,0	587,9			
Total	29	16387,0				

g.d.l. – graus de liberdade; SQ – soma dos quadrados; MQ – média dos quadrados;

Nível de significância $p < 0,05$ assinalado a negrito.

De facto, apesar de se observar um aumento global no número de exemplares ao longo do tempo e de serem capturados mais exemplares fora da área protegida e nas épocas de inverno (FIGURA VIII), as diferenças não foram significativas.

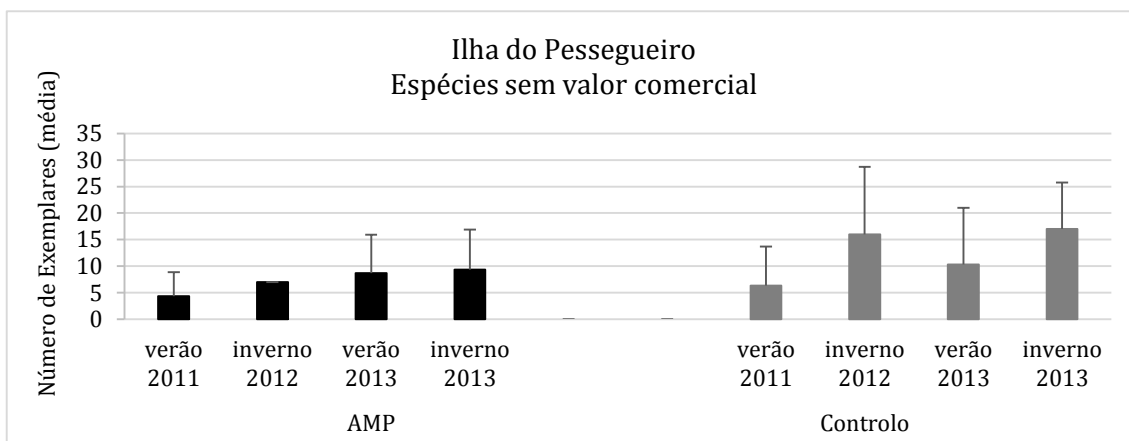


Figura VIII- Número médio (e erro padrão) de exemplares sem valor comercial capturados com arte de arrasto de portas por época do ano (verão 2011, inverno 2012, verão 2013, inverno 2013) e tipo de proteção (AMP = com proteção, Controle = sem proteção).

▪ Estrutura das comunidades

▪ Estrutura global

A análise da estrutura global comunidades de peixes das áreas protegidas da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão e zonas não protegidas envolventes revelou que a implementação da proteção teve impactos distintos nas duas áreas de estudo e também que esses impactos variaram com o tempo. Assim, quando analisada através de PERMANOVA multivariada a estrutura das comunidades piscícolas da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão, tendo em conta o número de exemplares de cada espécie capturados, encontraram-se diferenças significativas na sua composição considerando todos os fatores, exceto o substrato (TABELA VIII).

Tabela VIII – Detalhes da PERMANOVA multivariada a 5 fatores fixos: Local (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão), Ano (1 e 3), Proteção aninhada em Local (com e sem); Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos) e Substrato aninhado em Proteção (areia e rocha).

Fatores	g.d.l.	SQ	MQ	Pseudo-F	P(perm)	perms
Ano	1	16852,0	16852,0	5,763	0,001	998
Local	1	5921,6	5921,6	2,025	0,021	999
Proteção(Local)	2	12092,0	6045,8	2,068	0,003	999
Época(Ano)	2	16320,0	8160,1	2,791	0,001	999
AnoxLocal	1	2540,1	2540,1	0,869	0,564	998
Substrato[Proteção(Local)]	4	15172,0	3793,0	1,297	0,090	998
Proteção(Local)xAno	2	9436,1	4718,0	1,614	0,042	998
Época(Ano)xLocal	2	7644,7	3822,4	1,307	0,157	997
Proteção(Local)xÉpoca(Ano)	4	12090,0	3022,4	1,034	0,397	998
Substrato[Proteção(Local)]xAno	4	16782,0	4195,5	1,435	0,023	999
Substrato[Proteção(Local)]xÉpoca(Ano)	8	25455,0	3181,9	1,088	0,269	996
Residual	57	1,7E5	2924,1			
Total	88	3,1E5				

g.d.l. – grau de liberdade; SQ – soma dos quadrados; MQ – média dos quadrados;
Nível de significância $p < 0,05$ assinalado a negrito.

Adicionalmente, foram encontradas interações significativas entre fatores, nomeadamente entre os fatores ano e proteção e os fatores substrato e ano (TABELA VIII). Deste modo, através de uma análise PERMANOVA pareada para a interação entre os fatores proteção e ano, foi possível observar que, para a comunidade da Ilha do Pessegueiro, no 1º ano após a implementação da AMP, a estrutura das comunidades não protegidas era significativamente diferente da estrutura das comunidades da AMP (PERMANOVA pareada: $p_{\text{com vs sem}} = 0,043$). Contudo, no 3º ano após a sua implementação essas diferenças esbateram-se e a composição das comunidades era similar dentro e fora das áreas protegidas (PERMANOVA pareada: $p_{\text{com vs sem}} = 0,095$).

A análise PERMANOVA pareada para a interação entre os fatores substrato e ano revelou que dentro da AMP da Ilha do Pessegueiro, no 1º ano de monitorização, não havia diferenças significativas entre as comunidades de substrato arenoso e rochoso (PERMANOVA pareada: $p_{\text{rocha vs areia}} = 0,458$). No entanto, no 3º ano, as comunidades desta AMP apresentaram diferenças significativas em função do substrato amostrado (PERMANOVA pareada: $p_{\text{rocha vs areia}} = 0,026$). Fora da AMP, as comunidades de peixes não diferiram significativamente entre substrato rochoso e arenoso em qualquer dos anos de monitorização (PERMANOVA pareada ano 1: $p_{\text{rocha vs areia}} = 0,556$; PERMANOVA pareada ano 3: $p_{\text{rocha vs areia}} = 0,535$).

No caso das comunidades de peixes do Cabo Sardão, os testes PERMANOVA pareados mostraram que, ao invés do que sucedeu na AMP mais a norte, no 1º ano após a implementação da proteção não foram encontradas diferenças significativas na composição das comunidades dentro e fora das zonas protegidas (PERMANOVA pareada: $p_{\text{com vs sem}} = 0,07$), mas que essas diferenças foram significativas no 3º ano de monitorização (PERMANOVA pareada: $p_{\text{com vs sem}} = 0,021$). Neste local também, a análise PERMANOVA pareada à interação entre os fatores substrato e ano revelou que estas comunidades se comportaram de forma idêntica às da Ilha do Pessegueiro. Assim, apesar de no 1º ano de monitorização as comunidades dentro da AMP não apresentarem diferenças de acordo com o substrato (PERMANOVA pareada: $p_{\text{rocha vs areia}} = 0,055$), no 3º ano essas diferenças acentuaram-se significativamente (PERMANOVA pareada: $p_{\text{rocha vs areia}} = 0,026$). Fora da AMP do Cabo Sardão, tal como sucedeu na AMP mais a norte, não foram encontradas diferenças significativas entre as comunidades dos dois substratos amostrados em qualquer dos anos de

monitorização (PERMANOVA pareada ano 1: $p_{\text{rocha vs areia}} = 0,228$; PERMANOVA pareada ano 3: $p_{\text{rocha vs areia}} = 0,074$).

A análise SIMPER à composição das comunidades das áreas de estudo revelou que as espécies que mais contribuíram para as diferenças encontradas foram *S. lascaris* e *D. sargus*, que foram mais abundantes dentro das zonas protegidas (fator proteção - SIMPER: contribuição de 9,79% e 7,24%, respetivamente), sendo a primeira mais abundante no 3º ano após a implementação das AMPs (fator ano - SIMPER: contribuição de 10,61%) e a segunda mais abundante no 1º ano (fator ano - SIMPER: contribuição de 6,05%, respetivamente). Adicionalmente, estas duas espécies foram também capturadas em maior número na área da Ilha do Pessegueiro (fator local - SIMPER: contribuição de 9,80 % e 6,96%, respetivamente) e nas épocas de verão (fator época - SIMPER: contribuição de 10,12% e 6,82%, respetivamente). No que diz respeito ao substrato, foram novamente estas duas espécies que mais contribuíram para as diferenças encontradas (fator Substrato - SIMPER: contribuição de 9,85% e 6,64%, respetivamente), sendo *S. lascaris* mais abundante em substrato arenoso e *D. sargus* mais abundante em fundos rochosos.

▪ Estrutura das comunidades de peixes com valor comercial

Quando se analisa a estrutura da comunidade de peixes com interesse comercial da Ilha do Pessegueiro, capturados com redes de tresmalho, foi possível observar que esta foi influenciada por todos os fatores considerados para a análise (TABELA IX).

Tabela IX – Detalhes da PERMANOVA univariada a 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos).

Fatores	g.d.l.	SQ	MQ	Pseudo-F	P(perm)	perms
Proteção	1	5518,0	5518,0	2,056	0,045	999
Ano	1	11830,0	11830,0	4,408	0,001	998
Época(Ano)	2	14204,0	7102,2	2,646	0,003	998
ProteçãoxAno	1	4535,7	4535,0	1,690	0,084	998
Proteçãox Época(Ano)	2	5746,6	2873,3	1,071	0,381	998
Residual	37	99299,0	2683,7			
Total	44	1,4E5				

g.d.l. – grau de liberdade; SQ – soma dos quadrados; MQ – média dos quadrados;
Nível de significância $p < 0,05$ assinalado a negrito.

Na realidade, a comunidade piscícola da AMP apresentou uma composição significativamente diferente da composição da comunidade fora da AMP. De igual modo, a composição das comunidades deste local variaram significativamente ao longo do tempo e entre épocas de amostragem (TABELA IX). Para as diferenças encontradas entre a área protegida e a área controlo, as espécies que mais contribuíram foram novamente *S. lascaris* (SIMPER: contribuição de 11,85%) e *D. sargus* (SIMPER: contribuição de 10,97%), que foram mais abundantes no interior da AMP. No que diz respeito aos fatores época e ano, foram igualmente estas duas espécies que mais contribuíram para as diferenças, sendo ambas mais abundantes no verão (SIMPER: contribuição de 12,92% e de 10,53%, respetivamente) e sendo a primeira a mais abundante no 1º ano (SIMPER: contribuição de 12,70%), ao passo que *D. sargus* aumentou os efetivos no 3º ano (SIMPER: contribuição de 10,82%).

▪ Estrutura das comunidades de peixes sem valor comercial

A análise da estrutura da comunidade piscícola não alvo de pesca, amostrada com arrasto de portas na Ilha do Pessegueiro, revelou que a composição desta variou notoriamente ao longo do tempo e de acordo com a época do ano em que foi efetuada a amostragem, mas que não foi influenciada pelo fator proteção (TABELA X).

Tabela X – Detalhes da PERMANOVA univariada a 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos).

Fatores	g.d.l.	SQ	MQ	Pseudo-F	P(perm)	perms
Proteção	1	3768,0	3768,0	1,637	0,173	999
Ano	1	6752,0	6752,0	2,934	0,020	999
Época(Ano)	2	13967,0	6983,4	3,035	0,002	999
ProteçãoxAno	1	3716,4	3716,4	1,615	0,172	997
Proteçãox Época(Ano)	2	4304,8	2152,4	0,935	0,475	999
Residual	22	50627,0	2301,2			
Total	29	83977,0				

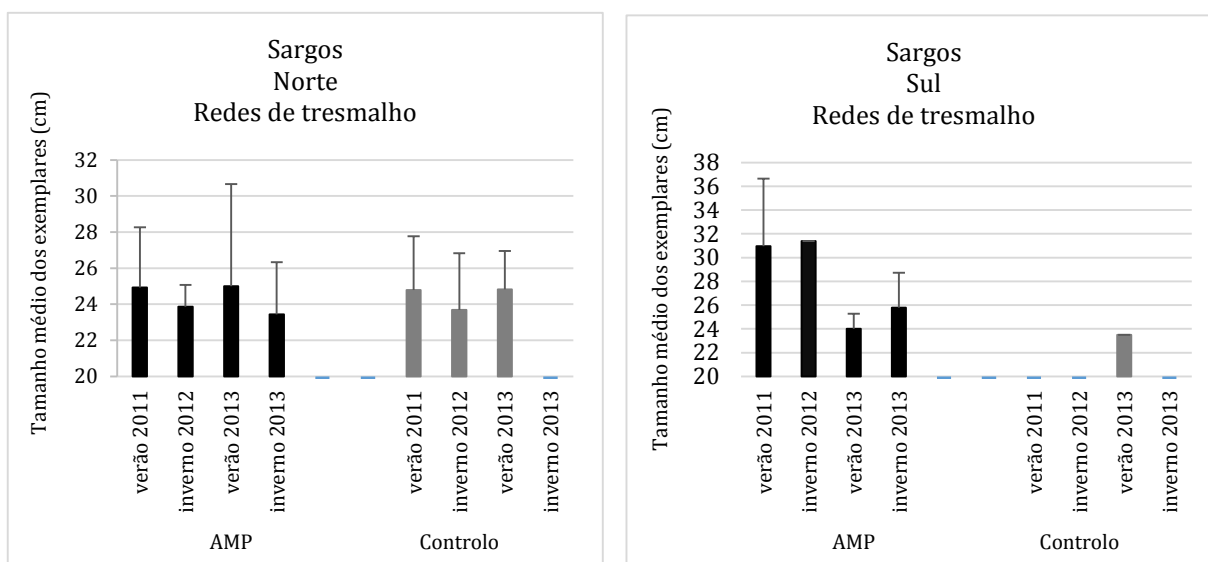
g.d.l. – graus de liberdade; SQ – soma dos quadrados; MQ – média dos quadrados;
Nível de significância $p < 0,05$ assinalado a negrito.

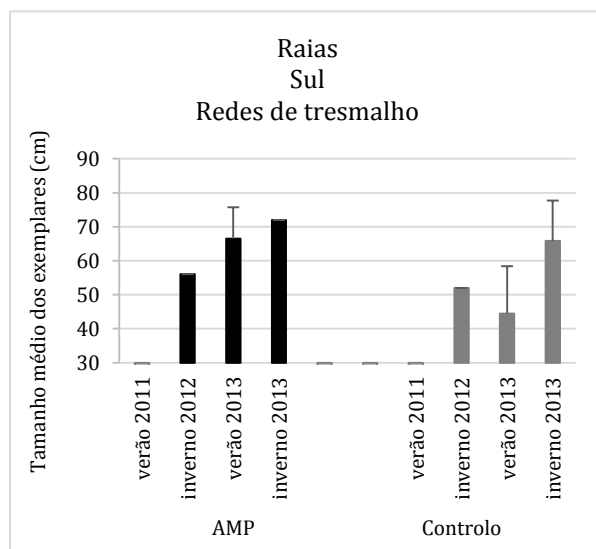
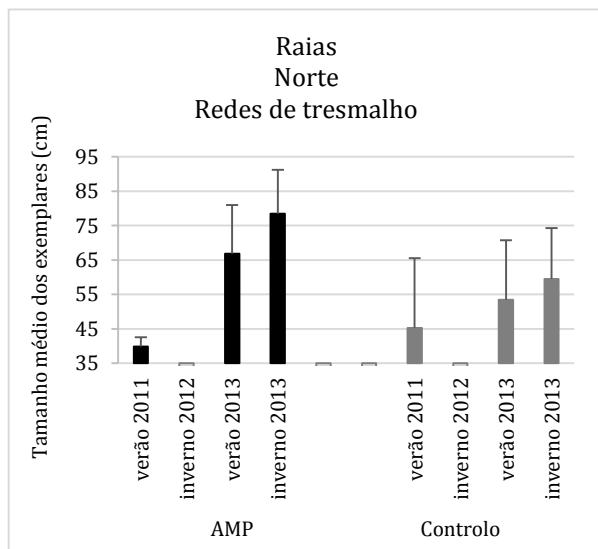
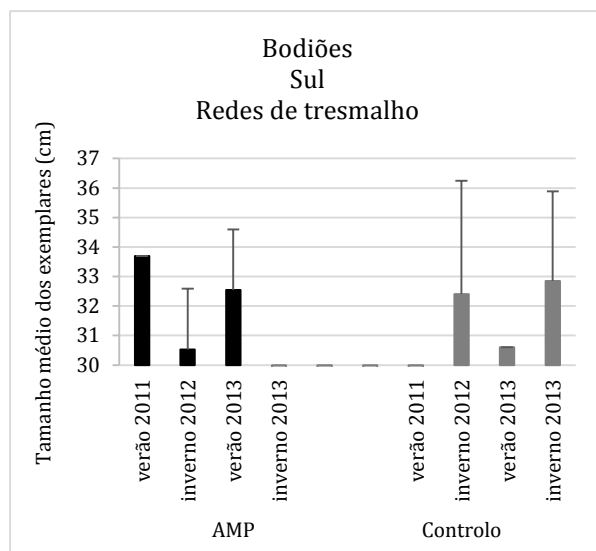
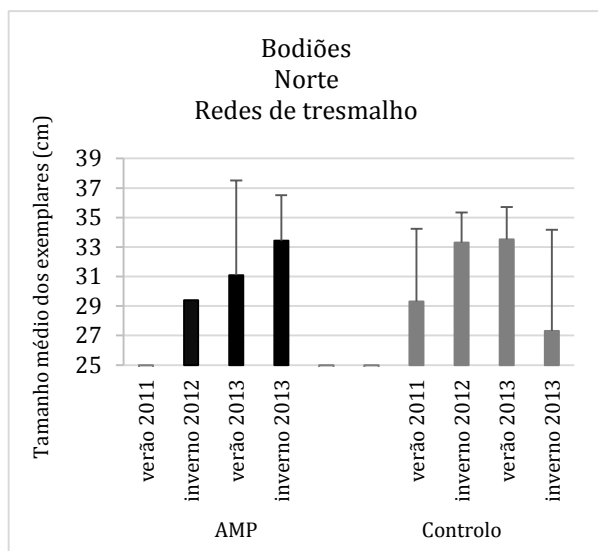
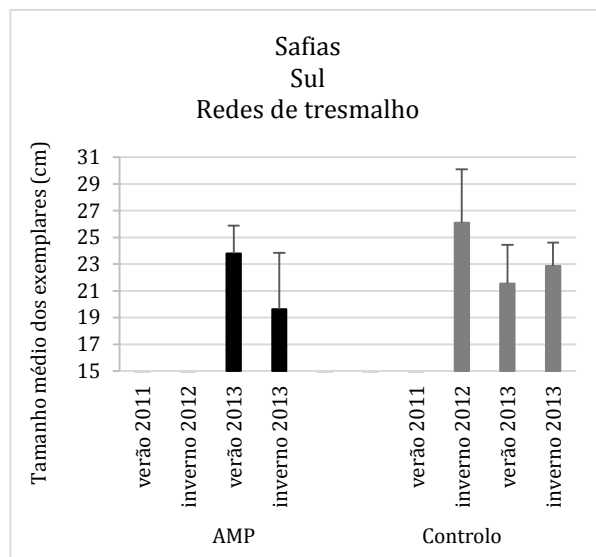
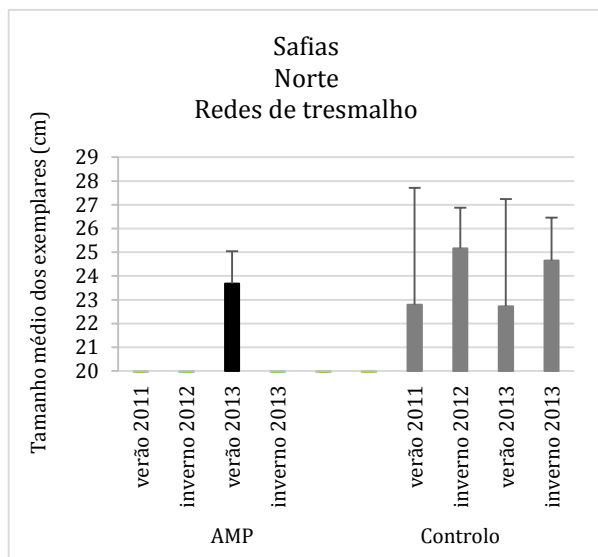
De facto, não foram encontradas diferenças significativas entre a composição das comunidades dentro e fora da AMP, mas essas diferenças foram significativas entre anos e entre épocas de amostragem (TABELA X). Estas diferenças foram

devidas ao aumento de exemplares de *Aspitrigla obscura* (Walbaum, 1792) (SIMPER: contribuição de 15,59%), *Callionymus lyra* (Linnaeus, 1758) (SIMPER: contribuição de 13,05%) e *R. undulata* (SIMPER: contribuição de 12,26%) do 1º para o 3º ano de monitorização. Por seu lado, a espécie mais abundante no 1º ano foi *Arnoglossus laterna* (Walbaum, 1792) (SIMPER: contribuição de 19,25%). As diferenças entre épocas de amostragem foram devidas às mesmas espécies, com exceção de *R. undulata*. De facto, *A. laterna* (SIMPER: contribuição de 21,28%) e *C. lyra* (SIMPER: contribuição de 13,11%) foram mais abundantes no inverno, ao passo que *A. obscura* (SIMPER: contribuição de 14,01%) foi mais abundante no verão.

▪ Análise dimensional de peixes com interesse comercial ou conservacionista

A análise aos comprimentos dos exemplares de algumas espécies de peixe, com interesse comercial ou valor conservacionista, não revelou uma tendência marcada em função dos fatores considerados, quer para os exemplares capturados com arrasto de portas (Ilha do Pessegueiro), quer para os capturados com redes de tresmalho (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão) (FIGURA IX).





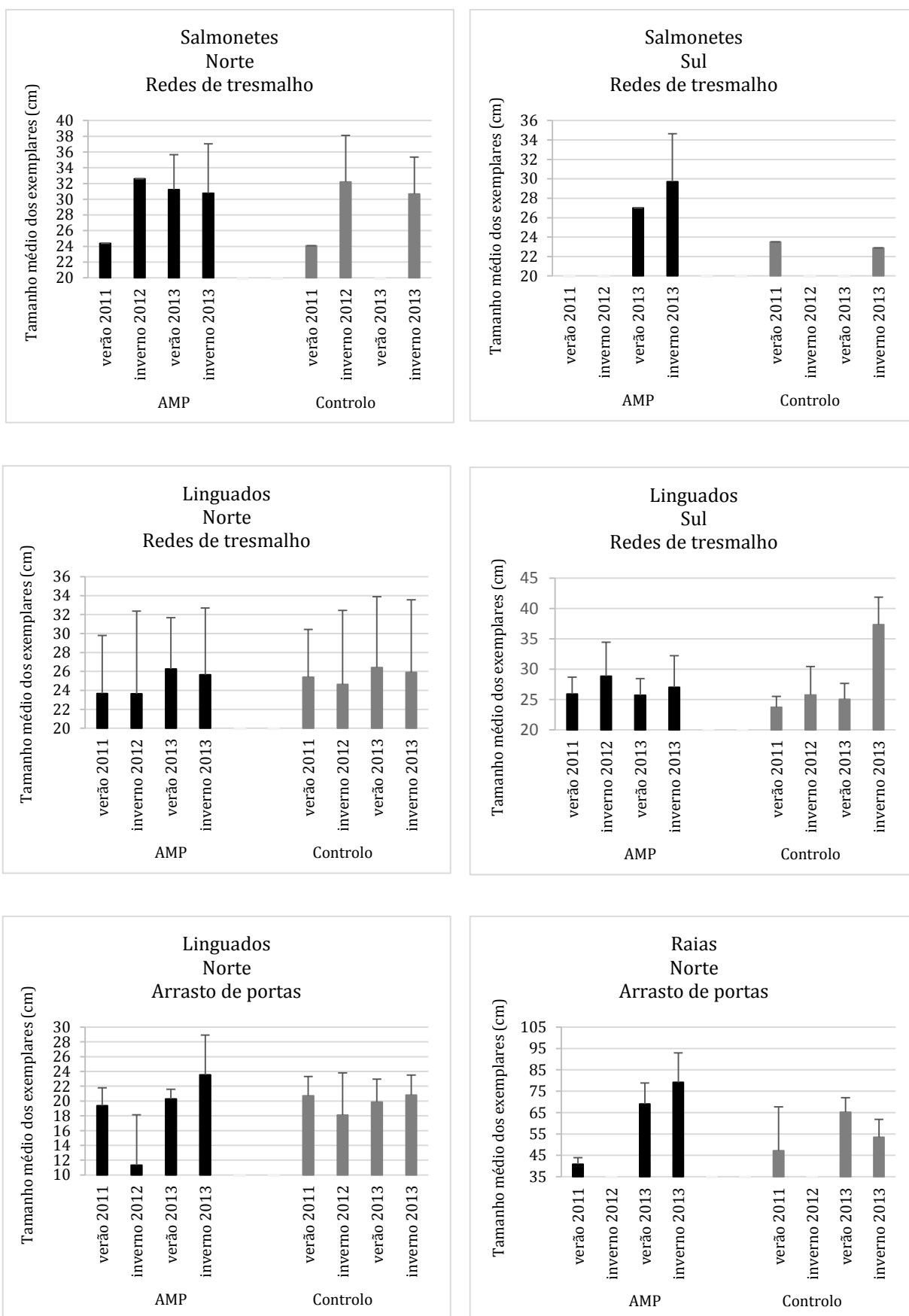


Figura IX – Tamanho médio (e erro padrão) de exemplares com interesse comercial capturados com redes de tresmalho e arrasto de portas por época do ano (verão 2011, inverno 2012, verão 2013, inverno 2013) e tipo de proteção (AMP = com proteção, Controlo = sem proteção).

De facto, a análise ANOVA univariada feita aos peixes capturados com redes de tresmalho não revelou diferenças significativas para qualquer um dos grupos entre os comprimentos dos seus exemplares de qualquer área (AMP ou controlo), ano (1 ou 3), época (verão ou inverno marítimos) e substrato (areia ou rocha). No entanto, a ANOVA univariada aplicada às capturas com arrasto de portas (Ilha do Pessegueiro) revelou diferenças significativas entre os comprimentos dos exemplares de raias e linguados ao longo do tempo. Na TABELA XI estão descritos os resultados da ANOVA univariada para os grupos de peixes e metodologias de amostragem que apresentaram diferenças significativas de acordo com um ou mais fatores, optando-se por excluir da mesma aqueles cujos resultados não foram estatisticamente significativos, por forma a simplificar a apresentação dos resultados.

Tabela XI – Detalhes da ANOVA univariada a 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos) para a análise dos comprimentos das raias e dos linguados capturados com arrasto de portas na Ilha do Pessegueiro.

ANOVA – arrasto de portas				
Peixes	Fatores	g.d.l.	F	p
Raias	Proteção	1	1,444	n.s.
	Ano	1	5,396	0,031
	Época(Ano)	1	0,007	n.s.
	ProteçãoxAno	1	0,255	n.s.
	Proteçãox Época(Ano)	1	1,387	n.s.
Linguados	Proteção	1	1,687	n.s.
	Ano	1	15,496	0,000
	Época(Ano)	1	2,889	n.s.
	ProteçãoxAno	1	8,813	0,004
	Proteçãox Época(Ano)	1	0,680	n.s.

g.d.l. – graus de liberdade; p – nível de significância ($p < 0,05$).

De facto, os exemplares de raias e de linguados capturados com arrasto de portas foram significativamente maiores no 3º ano após a implementação da AMP da Ilha do Pessegueiro, quando comparados com os do 1º ano. Adicionalmente, foram encontradas interações entre o fator proteção e o fator ano para a análise efetuada aos linguados. Deste modo, enquanto no 1º ano após a implementação da AMP, os exemplares de linguados capturados dentro desta área não diferiam significativamente em tamanho dos capturados nas áreas controlo, no 3º ano os capturados dentro da AMP apresentaram tamanhos médios significativamente maiores do que os restantes (FIGURA IX, TABELA XI).

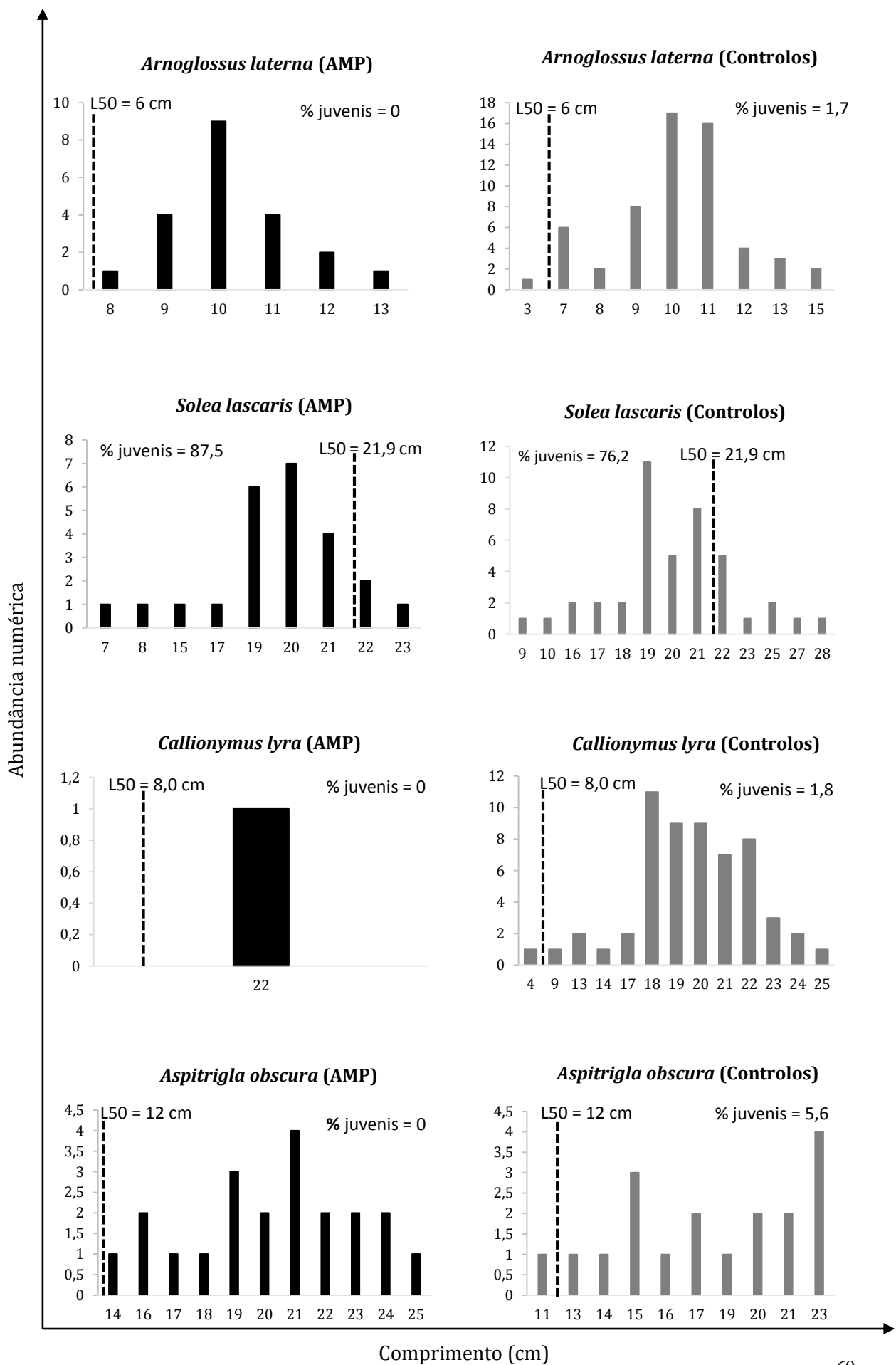
- **Análise da proporção de juvenis das comunidades piscícolas da Ilha do Pessegueiro**

Para a análise à percentagem de juvenis nas comunidades de peixes da Ilha do Pessegueiro, escolheram-se as espécies mais abundantes capturadas com arrasto de portas (TABELA XII). Para cada espécie foi ainda atribuído o valor de L₅₀ com base na literatura.

Tabela XII - Espécies capturadas com arrasto de portas seleccionadas para estudo da proporção de juvenis e respetivos valores de abundância e L₅₀.

Espécies	Abundância numérica	L ₅₀ (cm)
<i>Arnoglossus laterna</i>	80	6,0
<i>Solea lascaris</i>	66	21,9
<i>Callionymus lyra</i>	58	8,0
<i>Aspitrigla obscura</i>	39	12,0
<i>Raja undulata</i>	23	73,6
<i>Trisopterus luscus</i>	16	18,5
<i>Trigla lucerna</i>	15	37,8

A construção dos gráficos representativos da abundância numérica por comprimento total de cada uma destas espécies, com a indicação do respetivo valor de L₅₀, permitiu avaliar a percentagem de juvenis dentro e fora da AMP da Ilha do Pessegueiro (FIGURA X). Assim, foi possível verificar que *A. obscura*, *C. lyra* e *A. laterna* apresentaram percentagens muito reduzidas de juvenis tanto dentro da AMP, como na área controlo. Pelo contrário, *S. lascaris*, *Trigla lucerna* (Linnaeus, 1758) e *Trisopterus luscus* (Linnaeus, 1758), apresentaram elevadas percentagens de juvenis na área de estudo. De facto, *S. lascaris* apresentou maior percentagem de juvenis dentro da AMP, ao passo que no caso da *T. lucerna* todos os exemplares capturados dentro e fora da AMP eram juvenis. *T. luscus* só foi capturado fora da AMP e a grande maioria dos exemplares eram também eles juvenis. *R. undulata* apresentou mais juvenis fora da AMP e mais adultos dentro da AMP (FIGURA X).



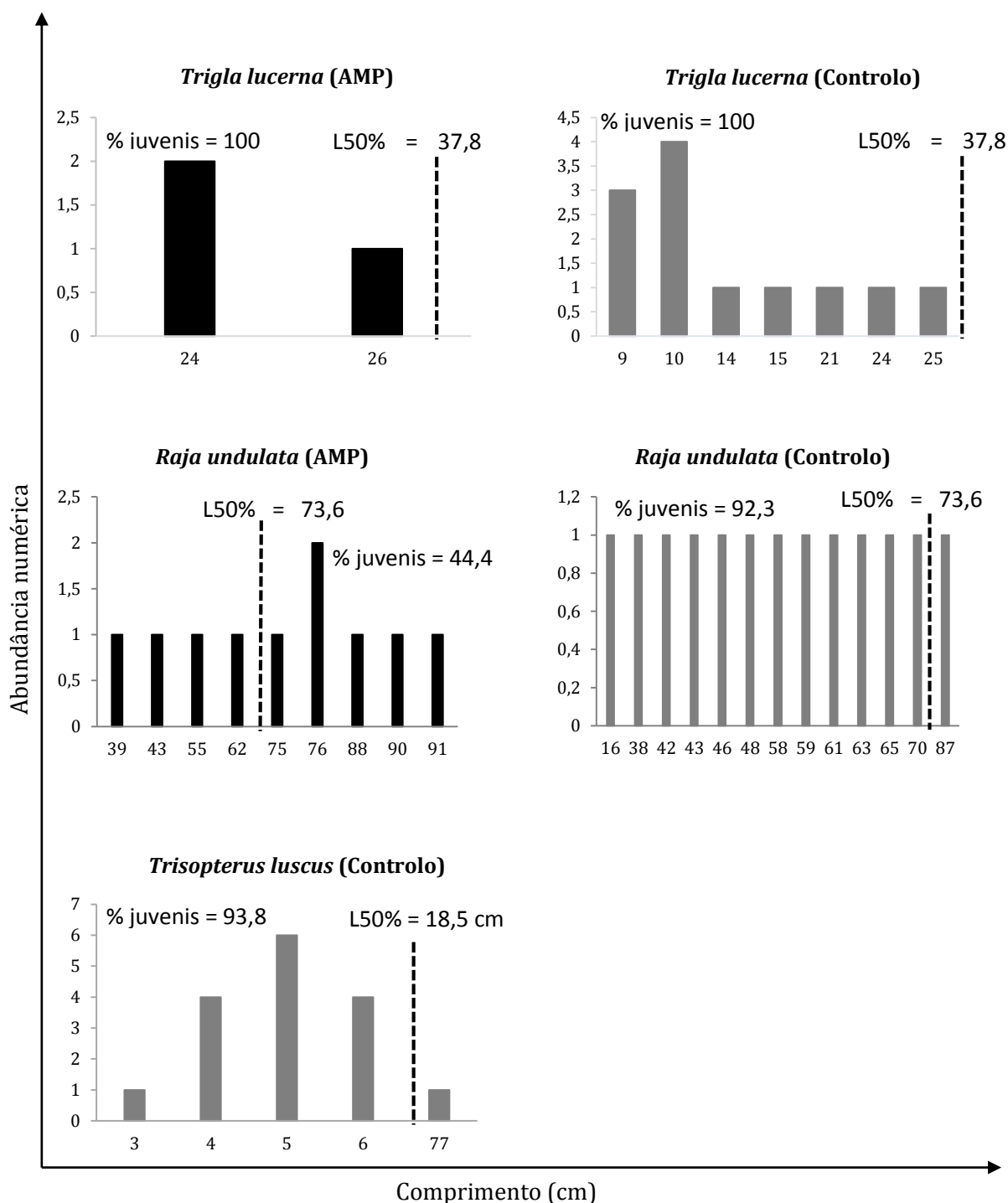


Figura X – Gráfico representativo da abundância numérica por comprimento total das 7 espécies melhor representadas nas amostras com arrasto de portas na Ilha do Pessegueiro ([1] *Arnoglossus laterna*, [2] *Solea lascaris*, [3] *Callionymus lyra*, [4] *Aspitrigla obscura*, [5] *Trigla lucerna*, [6] *Raja undulata* e [7] *Trisopterus luscus*). As linhas verticais vermelhas indicam o comprimento da primeira maturação (L50%), ou seja, o comprimento a partir do qual 50% da população desova pela primeira vez. A percentagem de juvenis para cada espécie foi calculada com base nos valores de L50%. Os valores de L50% das espécies foram retirados dos seguintes trabalhos: [1] Gibson & Ezzi (1980); [2] Gomes (2000); [3] King *et al.* (1994); [4] Muñoz *et al.* (2003); [5] Baron (1985); [6] Coelho & Erzioni (2006); [7] Sobral (1985).

Através de um teste G-de-independência foi possível comparar para cada uma das espécies mais abundantes nas capturas de arrasto a percentagem de juvenis dentro e fora da AMP da Ilha do Pessegueiro e entre o 1º e o 3º ano após a implementação da mesma (TABELA XIII).

Tabela XIII – Percentagens de juvenis das espécies mais abundantes capturadas com arrasto de portas na Ilha do Pessegueiro por área e por ano, e resultados dos testes G-de-independência e respetivos testes *post-hoc*.

Espécie	AMP (%)		Controlo (%)		G Williams	p	Post-hoc
	Ano 1	Ano 3	Ano 1	Ano 3			
<i>R. undulata</i>	100,0	25,0	85,7	100,0	7,365	n.s.	-
<i>T. luscus</i>	0,0	0,0	93,8	0,0	*	-	-
<i>C. lyra</i>	100,0	0,0	33,3	0,0	11,687	0,009	<u>C1 P1</u> P3 C3
<i>A. obscura</i>	0,0	0,0	0,0	6,3	0,273	n.s.	-
<i>T. lucerna</i>	0,0	100,0	100,0	100,0	11,359	0,010	<u>P3 C3</u> C1 P1
<i>A. laterna</i>	0,0	0,0	4,6	0,0	1,631	n.s.	-
<i>S. lascaris</i>	100,0	91,7	50,0	9,1	12,262	0,007	<u>P1 P3</u> <u>C1 C3</u>

G_{williams} – teste de independência; p – nível de significância (p<0,05); P1 – área protegida ano 1; P3 – área protegida ano 3; C1 – área controlo ano 1; C3 – área controlo ano 3; Os sublinhados unem subconjuntos de amostras sem diferenças significativas.

* esta espécie só foi capturada no 1º ano fora da AMP.

As espécies *A. laterna*, *A. obscura* e *R. undulata* não apresentaram diferenças significativas na percentagem de juvenis em função do ano e da proteção, ou seja, a percentagem de juvenis destas espécies foi semelhante entre a AMP e as áreas controlo e entre o 1º e o 3º ano após a implementação da proteção. Por seu turno, observaram-se diferenças significativas nas percentagens de juvenis das espécies *S. lascaris*, *C. lyra* e *T. lucerna*. Os testes *a posteriori* revelaram que, no caso da primeira, existe uma influência do fator proteção, sendo os ano 1 e 3 dentro da AMP os que apresentam as percentagens mais altas e aproximadas e o ano 3 da área controlo a mais baixa e distinta. No caso da *C. lyra*, houve uma clara influência do fator ano, uma vez que foram agrupados os anos 1 da AMP e da área controlo, resultante do facto de só terem sido capturados exemplares desta espécie no 1º ano após a implementação das AMPs. No que diz respeito a *T. lucerna*, a principal influência foi do fator ano, sendo as percentagens mais elevadas no 3º ano após a implementação, havendo também uma influência do fator proteção, uma vez que os anos dentro da

área controlo estão juntos no mesmo grupo, o que indica que ocorreram significativamente mais juvenis desta espécie na área fora da AMP.

▪ Resumo dos resultados

Na tabela XIV estão resumidos os principais resultados das diferentes análises realizadas para o estudo das comunidades piscícolas da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão. É possível observar que os fatores ano e proteção tiveram um papel significativo na estruturação das comunidades de peixes das áreas de estudo.

Tabela XIV – Tabela resumo dos fatores que tiveram impacto significativo nos diversos parâmetros analisados.

Parâmetro	Fator				
	Local	Ano	Proteção	Época	Substrato
R. específica					
Global	=	=	=	=	=
Comercial ¹	-	↑ ano 1	=	=	-
Não comercial ¹	-	=	↑ Controlo	=	-
Abundância					
Global	=	↑ ano 3	=	=	=
Comercial ¹	-	=	=	=	-
Não comercial ¹	-	=	=	=	-
Estrutura					
Global	<i>D. sargus</i> <i>S. lascaris</i> ↑ I. Pessegueiro	<i>S. lascaris</i> – ↑ ano 1 <i>D. sargus</i> – ↑ ano 3	<i>D. sargus</i> <i>S. lascaris</i> ↑ AMPs	<i>D. sargus</i> <i>S. lascaris</i> ↑ verão	<i>D. sargus</i> – ↑ rocha <i>S. lascaris</i> – ↑ areia
Comercial ¹	-	<i>S. lascaris</i> – ↑ ano 1 <i>D. sargus</i> – ↑ ano 3	<i>S. lascaris</i> <i>D. sargus</i> ↑ AMP	<i>D. sargus</i> <i>S. lascaris</i> ↑ verão	-
Não comercial ¹	-	<i>A. laterna</i> – ↑ ano 1 <i>C. lyra</i> – ↑ ano 3	=	<i>A. obscura</i> – ↑ verão <i>C. lyra</i> – ↑ inverno	-
Tamanho²					
Raias	-	↑ ano 3	=	=	-
Linguados	-	↑ ano 3	↑ AMP	=	-
Juvenis²					
<i>S. lascaris</i>	-	=	↑ AMP	-	-
<i>C. lyra</i>	-	↑ ano 1	=	-	-
<i>T. lucerna</i>	-	↑ ano 3	↑ Controlo	-	-

¹ apenas para as comunidades da Ilha do Pessegueiro;

² apenas para as comunidades da Ilha do Pessegueiro amostradas com arrasto de portas.

Discussão de Resultados

A implementação das áreas marinhas protegidas da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão na costa alentejana do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, em 2011, passando a pesca comercial e lúdica a ser interditas (com exceção da apanha comercial de percebes (*Pollicipes pollicipes*) nas arribas costeiras), criou a oportunidade de avaliar o impacto desta ferramenta de gestão nas suas comunidades piscícolas e ao mesmo tempo aferir a sua eficácia. Adicionalmente, permitiu caracterizar estas comunidades de forma relativamente completa. De facto, são inúmeros os estudos realizados globalmente acerca da eficácia e benefícios das AMPs para os recursos biológicos e para a biodiversidade (*e.g.*: Fenberg *et al.*, 2012; García-Charton *et al.*, 2008; Harmelin-Vivien *et al.*, 2008; Harmelin *et al.*, 1995). No entanto, este tipo de trabalhos para a costa portuguesa não são abundantes e, no caso particular da costa alentejana, são especialmente escassos (Castro, 2004).

O impacto (positivo ou negativo) da implementação destas duas AMPs não deve ser avaliado como um todo, uma vez que pode variar de acordo com a geografia e as características de cada local de estudo e pode ser resultado da interação de vários fatores. De igual modo, só faz sentido analisar o impacto da criação das áreas protegidas num sentido de evolução temporal, uma vez que eventuais alterações nas comunidades piscícolas poderão ser mais visíveis e mais significativas com o passar do tempo. De facto, há vários casos documentados em que apenas passados vários anos após a implementação de medidas restritivas se observaram alterações na composição das comunidades piscícolas (*e.g.*: Claudet *et al.* 2008). Tendo em conta estes pressupostos, foi feita uma comparação de várias características das comunidades em termos espaciais (cada uma das AMPs *versus* respetivas áreas controlo adjacentes) imediatamente após a implementação das AMPs (ano 2011-2012) e uma comparação posterior (ano 2013) de forma a captar eventuais alterações nas comunidades com o tempo. Existindo diferenças entre AMPs e áreas controlo numa fase inicial, então é provável que essas diferenças sejam inerentes às características dos locais em questão, que naturalmente já apresentam potencial para constituírem santuários de vida marinha. Se essas diferenças surgirem numa fase posterior, então a criação das AMPs possivelmente terá sido decisiva para que

essas alterações ocorressem. Em ambas as situações, caso as alterações/diferenças sejam positivas, a criação das AMPs justifica-se, uma vez que o objetivo das mesmas será sempre manter a elevada biodiversidade já existente ou potenciar a recuperação que entretanto se iniciou. Assim, a avaliação dos efeitos da criação destas áreas nas comunidades piscícolas só faz sentido se for avaliado numa perspetiva espaço-temporal, ou seja, através da interação dos fatores proteção e tempo decorrido após a implementação da mesma. Este trabalho, ao ser iniciado logo após a implementação destas AMPs, permitiu caracterizar o estado das comunidades piscícolas no início da proteção e, ao prolongar-se no tempo, avaliar os impactos nas suas comunidades e de que modo e momento no tempo esses impactos se fizeram sentir.

Ao nível da composição geral das comunidades nas duas áreas de estudo, foram identificadas 60 espécies de peixes, capturadas com arrasto de portas e redes de tresmalho, sendo que no interior das AMPs da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão foram identificadas 44 espécies. O número estimado no plano de ordenamento deste parque, para toda a sua extensão, foi de cerca de 149 espécies (Canário *et al.*, 1984 in POPNSACV). Por seu turno, no plano de ordenamento do Parque Marinho Luiz Saldanha, na Arrábida, foram inventariadas cerca de 100 espécies de peixes e na AMP da Reserva Natural das Berlengas foi estimado um número ainda menor, cerca de 76 espécies de peixes (Inglês, 2010). Estes valores são bastante superiores aos obtidos no presente estudo, no entanto, este trabalho não se debruçou sobre a totalidade da costa alentejana, mas sim sobre cada uma das AMPs e respetivas áreas controlo adjacentes (a norte e a sul de cada uma das AMPs), tornando a área de estudo relativamente reduzida em comparação com a totalidade da extensão do Parque Marinho do PNSACV, do Parque Marinho Luiz Saldanha e da Reserva Natural das Berlengas. Assim, tendo em conta os valores obtidos, nomeadamente no respeitante apenas ao interior das duas AMPs, cujas dimensões são de $\simeq 6 \text{ km}^2$ para a AMP da Ilha do Pessegueiro e $\simeq 7 \text{ km}^2$ para a do Cabo Sardão, as zonas em questão apresentam um enorme potencial para as comunidades piscícolas e este estudo reforça a importância destas AMPs, validando a sua implementação. É ainda de salientar que os valores aqui apresentados poderão estar consideravelmente subestimados, dado que não foram contabilizadas as espécies que, pelas suas características comportamentais, não são passíveis de serem

amostradas com recurso às artes utilizadas no presente estudo. Ainda assim, foram identificadas cerca de 40% das espécies totais identificadas no plano de ordenamento do parque e é importante ter em conta que podem surgir algumas alterações periódicas na dominância das espécies de um mesmo local em função de um grande número de fatores, como variações ambientais, interações específicas e efeitos das atividades humanas (pesca) (Gonçalves, 2000). Foi ainda possível observar um maior número de espécies capturadas na AMP da Ilha do Pessegueiro do que na AMP do Cabo Sardão, tendo sido as espécies *S. japonicus*, *S. lascaris* e *D. sargus* as que mais contribuíram para estas diferenças, uma vez que foram mais abundantes na AMP da Ilha do Pessegueiro.

O parâmetro riqueza específica não foi influenciado pela criação das AMPs (fator Proteção), nem no imediato nem com o decorrer do tempo (fator Ano), o que pode dever-se ao facto de apenas terem passado 3 anos desde a implementação das AMPs. O aumento do número de espécies foi já observado noutras AMPs, mas o período ao fim do qual essas diferenças foram notórias foi quase sempre superior a 5 anos. No Parque Marinho Luiz Saldanha, na Arrábida, este parâmetro aumentou nas áreas com proteção total e parcial, mas esse incremento foi observado apenas após cerca de 5 anos a implementação desta AMP (Sousa, 2011). A nível mundial existem vários estudos que provam o aumento dos valores de riqueza específica, de que são exemplo as 6 AMPs do Mediterrâneo estudadas por Harmelin-Vivien et al. (2008), onde a riqueza específica aumentou 1,1 vezes dentro das AMPs em relação ao exterior, embora todas as AMPs analisadas tivessem mais de 10 anos de implementação. Roberts e Hawkins (2000) fizeram um levantamento de várias AMPs e obtiveram resultados positivos para AMPs com menos tempo de implementação, como o caso de uma AMP na Nova Caledónia (Oceânia), que registou um aumento de 67% nos valores de riqueza específica dentro da área protegida em relação ao exterior após 5 anos, e uma AMP nas Filipinas que mostrou também aumentos elevados nos valores de riqueza específica dentro da AMP após 6 anos de proteção. Nos estudos de Halpern (2003), 59% das 89 AMPs estudadas registaram maiores valores de riqueza específica e Claudet et al. (2008) também registaram um aumento da riqueza específica em 12 reservas europeias temperadas com proteção total, tendo concluído ainda que as AMPs mais antigas e maiores possuíam valores de riqueza específica mais elevados que as menores e mais jovens. Comparando as

duas áreas de estudo (fator local), as comunidades das AMPs da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão e respetivas áreas controlo adjacentes não apresentaram diferenças significativas entre si para este parâmetro. Ainda assim, tanto a AMP da Ilha do Pessegueiro, como as suas respetivas áreas controlo, apresentam valores deste parâmetro tendencialmente mais elevados que os das suas homólogas mais a sul. Ainda que essas diferenças não sejam significativas, poderão ser um reflexo da sua localização e das características geográficas de cada uma delas. A AMP da Ilha do Pessegueiro encontra-se numa zona geográfica protegida da ondulação predominante do quadrante norte/noroeste (sentido da ondulação claramente dominante na costa portuguesa) pelo Cabo de Sines, localizado mais a norte, o que conduz a condições de hidrodinamismo menos acentuado, permitindo a presença de mais espécies e de mais exemplares (www.ipma.pt; www.hidrografico.pt). A própria ilha oferece também esse tipo de proteção, com as plataformas rochosas submersas em redor da ilha repletas de cavidades aliadas a uma batimetria que raramente ultrapassa os 20 metros de profundidade e que oferecem não só boas condições de alimentação, como de refúgio contra predadores. Ao invés, a AMP do Cabo Sardão está mais exposta ao hidrodinamismo e apresenta batimetrias superiores, mesmo junto à costa (www.ipma.pt; www.hidrografico.pt), ainda assim este tipo de fundos reúne condições de alimento e proteção a algumas espécies. O facto de haver substrato rochoso e arenoso na Ilha do Pessegueiro (ao contrário do que acontece no Cabo Sadrão) aumenta também a variedade de habitats disponíveis e consequentemente a diversidade ictíica. Deste modo, as diferenças morfológicas das duas AMPs podem levar a uma tendência para ocorrer um maior número de espécies e de exemplares na AMP mais a norte, mas não o suficiente para essas diferenças serem significativas. Embora não tenham sido encontradas diferenças significativas neste parâmetro para a análise global, parece haver uma tendência para o aumento do número de espécies ao longo do tempo, mais espécies nas épocas de verão e mais espécies em substrato rochoso. Quando analisado o número de espécies com interesse comercial (capturadas com redes de tresmalho) na Ilha do Pessegueiro, observaram-se diferenças significativas ao longo do tempo (fator Ano), tendo-se registado uma diminuição do número de espécies com interesse comercial do 1º ano de implementação para o 3º ano. Uma vez que esse decréscimo se deu tanto dentro da AMP, como fora, este facto poderá dever-se não a um efeito da

criação da AMP, mas sim a flutuações naturais relacionadas com as condições ambientais, dado que essa diminuição foi mais notória no inverno de 2013, altura em que a costa portuguesa foi fustigada por severas tempestades marítimas e que poderão ter influenciado a ocorrência de algumas espécies no local. Quando analisado o número de espécies sem interesse comercial (capturadas com arrasto de portas) na Ilha do Pessegueiro, também se observaram diferenças significativas, verificando-se um maior número de espécies fora da AMP da Ilha do Pessegueiro em comparação com o seu interior (fator Proteção). Como não se verificaram diferenças com o tempo, isto significa que estas diferenças ao nível da proteção provavelmente já existiam antes da implementação da AMP e que as zonas adjacentes oferecem melhores condições (tipo de substrato, alimento, zonas de refúgio) para as espécies que não são alvo de pesca. Este resultado está de acordo com outros estudos (e.g. Claudet *et al.*, 2008), uma vez que as espécies não-comerciais são logo à partida assumidas como sendo pouco afetadas pela proteção, embora possam eventualmente beneficiar indiretamente da proibição de pesca, como mudanças na cadeia alimentar ou a disponibilidade de habitats.

A abundância global de peixes foi positivamente influenciada pelo decorrer do tempo, uma vez que houve um aumento significativo no número de exemplares capturados do 1º para o 3º ano. Contudo, esse aumento global ocorreu tanto dentro das AMPs como nas zonas controlo o que poderá indiciar, mais uma vez, que a sua causa seja de origem natural e não associada à implementação das AMPs, dado que ainda não decorreu tempo suficiente para a proteção causar um aumento na abundância de exemplares dentro da AMP e ocorrer quase simultaneamente uma exportação das espécies para o exterior o que causaria então o aumento da abundância de exemplares nas zonas controlo. Apesar do aumento dos valores de abundância não ser significativo, este foi mais acentuado dentro das AMPs. Este facto poderá sugerir que a criação destas áreas, a curto prazo não veio beneficiar a biodiversidade mas poderá ter contribuído para o aumento global do número de exemplares. Este resultado está de acordo com vários estudos que mostram aumentos no número de exemplares ao longo do tempo, e de que são exemplo os de Lester *et al.* (2009) e Fenberg *et al.* (2012). Tal como para a riqueza específica, quando se comparou a abundância para as duas áreas (fator Local) não foram encontradas diferenças significativas, mas tal como anteriormente, observam-se

valores de abundância mais elevados ao nível da AMP da Ilha do Pessegueiro e das suas áreas controlo em comparação com a AMP do Cabo Sardão e respectivas áreas controlo. Ainda assim, como essas diferenças não são significativas, estas variações podem ser apenas um reflexo da localização e das características geográficas de cada AMP, tal como foi explicado anteriormente para a riqueza específica. Quando se analisou a abundância para o número de exemplares de espécies com interesse comercial, não foram encontradas diferenças significativas para nenhum dos fatores, embora pareça ter havido um pico de exemplares no verão de 2013 dentro da AMP da Ilha do Pessegueiro. Da mesma forma, também para o número de exemplares de espécies sem interesse comercial não se verificaram diferenças significativas ao nível da abundância, embora pareça haver um incremento com o tempo e mais exemplares fora das AMPs e na época de Inverno, ainda que essas variações não sejam significativas. O facto de não se terem encontrado diferenças no número de exemplares com e sem interesse comercial ao longo do tempo acentua a ideia de que a implementação da proteção poderá beneficiar significativamente a curto prazo a totalidade das espécies desses locais ao nível dos seus quantitativos, ou seja, o tempo decorrido não é suficiente para haver um aumento significativo do número de espécies, mas já passou tempo suficiente para haver um aumento significativo do número global de exemplares dessas mesmas espécies.

Quanto à estrutura das comunidades, tendo em conta o número de exemplares de cada uma das espécies que as constitui, globalmente, encontraram-se diferenças substanciais entre as comunidades da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão, tendo para isso contribuído sobremaneira os exemplares das espécies *D. sargus* e *S. lascaris*, que foram mais abundantes na AMP mais a norte. Apesar de tanto a Ilha do Pessegueiro, como o Cabo Sardão oferecerem boas condições de alimentação para os sargos, a primeira oferece melhores condições em termos de hidrodinamismo, o que facilita o acesso desta espécie às zonas de rebentação, onde frequentemente se alimenta (Whitehead *et al.*, 1984/1986). Adicionalmente, esta área apresenta maior abundância de fundos arenosos, que é o habitat preferencial de *S. lascaris* (Whitehead *et al.*, 1984/1986), daí a menor abundância desta espécie na AMP do Cabo Sardão. Globalmente, a estrutura das comunidades piscícolas também foi significativamente influenciada pela implementação das AMPs com o decorrer do tempo. No 1º ano após a implementação, a estrutura da comunidade

piscícola da AMP da Ilha do Pessegueiro era significativamente diferente da estrutura da comunidade da área controlo adjacente, diferenças essas que se atenuaram no 3º ano. Para isso contribuiu o aumento global no número de exemplares do 1º para o 3º ano, sendo esse aumento mais evidente dentro da AMP, o que levou a um equilíbrio das comunidades dentro e fora da área protegida. O mesmo sucedeu no Cabo Sardão, mas com repercussões distintas. Neste local, a composição da comunidade, que no 1º ano era similar à estrutura da área controlo, alterou-se acentuadamente, passando as comunidades dentro e fora das AMPs a ser significativamente distintas. Como resultado, a estrutura da comunidade da AMP Ilha do Pessegueiro tornou-se com o tempo similar à das zonas controlo adjacentes, ao passo que no Cabo Sardão sucedeu o inverso, tornando-se a estrutura da sua AMP distinta da das áreas controlo adjacentes. A influência das condições hidrodinâmicas na estruturação destas comunidades é evidente também pelas variações observadas na composição das comunidades do verão para o inverno. A grande maioria das espécies de peixe apresentou mais efetivos nas épocas de verão, sendo mais uma vez os sargos e os linguados os que mais contribuíram para as diferenças significativas encontradas entre ambas as épocas do ano. Durante o inverno, quando ocorre normalmente um agravamento das condições de hidrodinamismo e ondulação, estes peixes provavelmente deslocar-se-ão para zonas mais afastadas da costa ou para locais que, estando próximos da costa, ofereçam melhores condições para se protegerem e se alimentarem. Quando analisada a estrutura das comunidades de peixes com interesse comercial (Ilha do Pessegueiro), verificaram-se diferenças significativas ao longo do tempo (fator Ano), dentro e fora da AMP (fator Proteção) e entre épocas do ano (fator Época); assim, observou-se uma estrutura das comunidades distinta do 1º para o 3º ano, dentro e fora da AMP e entre o verão e o inverno. Para estas diferenças, mais uma vez, contribuíram principalmente as espécies *D. sargus* e *S. lascaris*, que foram mais abundantes dentro da AMP, assim como nas épocas de verão e, tal como sucedeu com a estrutura global, *D. sargus* foi mais abundante no 3º ano, enquanto *S. lascaris* no 1º. A estrutura da comunidade de peixes sem interesse comercial variou também com o tempo e com a época do ano, sendo a sua composição influenciada principalmente pela variação da abundância dos efetivos de *C. lyra*, mais abundante no 3º ano, e *A. laterna*, mais abundante no 1º ano.

O tamanho médio de peixes com interesse comercial e conservacionista, capturados na Ilha do Pessegueiro, não variou significativamente para as espécies capturadas com redes de tresmalho. Contudo, as espécies capturadas com arrasto de portas já revelaram diferenças significativas entre os comprimentos das raias e linguados ao longo do tempo (fator Ano), tendo ambas as espécies comprimentos maiores no 3º ano de implementação em relação ao 1º ano, o que indicia que a criação desta AMP favoreceu a ocorrência de peixes de maior tamanho nesta área. No entanto, no caso das raias, esse aumento de exemplares de maior tamanho verificou-se tanto dentro como fora da AMP, o que poderá significar que este grupo esteja a beneficiar sobretudo da legislação protetora específica de que é alvo em todo o PNSACV e não apenas da criação desta AMP em particular. Já os exemplares de linguados no 3º ano de implementação eram significativamente maiores dentro da AMP do que os capturados nas áreas controlo em relação ao 1º ano. Isto revela que o efeito da proteção não se fazia sentir nestes exemplares imediatamente a seguir à sua entrada em vigor, mas com o passar do tempo os exemplares maiores foram sendo removidos das áreas sujeitas a pesca, ao passo que, na AMP, os exemplares de maior dimensão sobreviveram na ausência de exploração.

A percentagem de juvenis apenas apresentou diferenças significativas para as espécies *S. lascaris*, *C. lyra* e *T. lucerna*. No caso de *S. lascaris* verificaram-se diferenças dentro e fora da AMP da Ilha do Pessegueiro (fator Proteção). Já no caso de *C. lyra* e *T. lucerna*, observaram-se diferenças do 1º para o 3º ano de implementação (fator Ano). Para *C. lyra*, houve uma diminuição drástica na percentagem de juvenis com o tempo, já que no 1º ano a totalidade das capturas dentro da AMP e 1/3 das capturas na área controlo eram juvenis, enquanto no 3º ano todos os exemplares capturados eram adultos. Esta diminuição de juvenis poderá ter estado relacionada com o aumento de exemplares de espécies predadoras de maior tamanho nesta área, nomeadamente raias, o que faz com que as medidas de proteção implementadas tenham um impacto negativo nos juvenis desta espécie. Com *T. lucerna* passou-se o inverso, uma vez que todos os exemplares capturados no 3º ano eram juvenis tanto dentro, como fora da AMP, e no 1º ano, dentro da AMP, só foram capturados adultos.

Com base nos resultados obtidos é possível concluir que a área de estudo é particularmente interessante para as espécies de linguados, nomeadamente *S.*

lascaris, e do sargo *D. sargus*. De realçar também o aumento do número de efetivos das raias, bem como do seu tamanho médio com o tempo, o que poderá indicar que a legislação específica vigente para este grupo, juntamente com a implementação das AMPs na costa alentejana beneficiam este conjunto de peixes. O aumento da abundância de raias (um predador de topo) poderá, contudo, trazer impactos negativos noutras espécies mais pequenas ou em juvenis de outras espécies, como parece ter sido o caso de *C. lyra*. O aumento do número de sargos também poderá ter um impacto negativo em algumas espécies de peixes, nomeadamente aquelas que efetuam posturas em substrato rochoso e que são alvo de predação por parte destes peixes. A implementação destas AMPs é assim justificada pelo potencial natural dos locais onde foram implementadas para a ocorrência de um elevado número de espécies e pela abundância de exemplares, evidente pelas diferenças encontradas entre zonas protegidas e zonas controlo adjacentes desde o início do estudo, particularmente notórias no caso dos sargos e linguados. Apesar da reduzida idade destas AMPs, foi já possível detetar efeitos diretos da sua implementação, além disso, os dados recolhidos revelaram alterações significativas para alguns parâmetros das comunidades piscícolas, o que mostra a rapidez com que alguns efeitos podem ocorrer em AMPs pequenas ao nível da composição e estrutura das comunidades. No entanto, é de importância vital que este tipo de monitorização seja continuado em anos futuros, por forma a verificar se o potencial inicial destas áreas se mantém e se os efeitos da proteção se estendem a outras espécies, beneficiando não só as comunidades piscícolas, mas todos aqueles que delas dependem através da exportação de biomassa para as zonas adjacentes onde a pesca profissional e lúdica é permitida.

Referências Bibliográficas

- Angeloni, T., Campbell, L., Davis, H., Fredriksson, O., Patrick, C., Prinz, N., Schaefer, J., Werndly, K. 2013. *The marine habitat gradient of Cottesloe Reef: increasing fish abundance and diversity towards outer reef*. Marine Systems : 1-10.
- Branch, G. & Odendaal, F. 2003. *The effects of marine protected areas on the population dynamics of a South African limpet, Cymbula oculus, relative to the influence of the wave action*. Biological Conservation, 114: 255 – 269.
- Castro, J. 2004. *Predação humana no litoral rochoso alentejano: caracterização, impacte ecológico e conservação*. Tese de Doutoramento. Évora: Universidade de Évora.
- Claudet, J., Osenberg, C., Benedetti-Cecchi, L., Domenici, P., García-Charton, J., Pérez-Ruzafa, A., Badalamenti, F., Bayle-Sempere, J., Brito, A., Bulleri, F., Culioli, J., Dimech, M., Falcoón, J., Guala, I., Milazzo, M., Sánchez-Meca, J., Somerfield, P., Stobart, B., Vandeperre, F., Valle, C., Planes, S. 2008. *Marine reserves: size and age do matter*. Ecology Letters 11: 481–489.
- Edgar, G., J. Stuart-Smith, R., Willis, T., Kininmonth, S., Baker, S., Banks, S., Barrett, N., Becerro, M., Bernard, A., Berkhout, J., Buxton, C., Campbell, S., Cooper, A., Davey, M., Edgar, S., Forsterra, G., Galván, D., Irigoyen, A., Kushner, D., Moura, R., Parnell, P., Shears, N., Soler, G., Strain, E., Thomson, R. 2014. *Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features*. Nature 506: 216–220.
- Fenberg, P., Caselle, J., Claudet, J., Clemence, M., Gaines, S., García-Charton, J., Gonçalves, E., Grorud-Colvert, K., Guidetti, P., Jenkins, S., Jones, P., Lester, S., McAllen R., Moland, E., Planes, S., Sørensen, T. 2012. *The science of European marine reserves: Status, efficacy, and future needs*. Marine Policy 36: 1012–1021.
- García-Charton, J., Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Claudet, J., Badalamentic, F., Benedetti-Cecchid, L., Falcón, J.M., Milazzo, M., Schembrig, P., Stobarth, B., Vandeperre, F., Brito, A., Chemello, R., Dimech, M., Domenici, P., Guala, I., Le Diréach, L., Maggi, E., Planes, S. 2008. *Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems?* Journal for Nature Conservation 16: 193—221.
- Gonçalves, J. 2000. *Biologia pesqueira e dinâmica populacional de Diplodus vulgaris (Geoffr.) e Spondyliosoma cantharus (L.) (Pisces, sparidae) na costa sudoeste de Portugal*. Tese de Doutoramento. Faro: Universidade do Algarve, unidade de Ciências e Tecnologias dos recursos aquáticos.

- Gonçalves, E., Henriques, M., Almada, V. 2003. *Use of temperate reef-fish community to identify priorities in the establishment of a marine area*. In: Beumer, J., Grant, A., Smith, D. (Eds.), *Aquatic Protected Areas: What works best and how do we know?* Proceedings of the World Congress on Aquatic Protected Areas, Cairns, Australia, August 2002, pp. 261–272.
- Halpern, B. 2003. *The impact of marine reserves: do reserves work and does Reserve size matter?* Ecological Applications, 13: S117–S137.
- Harmelin, J., Bachet, F., Garcia, F. 1995. *Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency*. Marine Ecology-Pubblicazioni Della Stazione Zoologica Di Napoli I 16:233–250.
- Harmelin-Viviana, M., Le Diréach, L., Bayle-Sempere, J., Charbonnel, E., García-Charton, J., Ody, D., Pérez-Ruzafa, A., Renõnes, O., Sánchez-Jerez, P., Valle, C. 2008. *Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover?* Biological conservation 141: 1829–1839.
- ICNB, 2008. *Plano de Ordenamento do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina*; Hidroprojecto Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNB), Estudos de base – etapa 1 – descrição. Volume II, Lisboa, 233p.
- Inglês, M. 2010. *Avaliação dos impactes das condicionantes nas actividades sócio-económicas em áreas marinhas protegidas: caso de estudo na reserva natural da Berlenga*. Tese de Mestrado. Lisboa: Universidade de Lisboa.
- Instituto Hidrográfico. www.hidrografico.pt. Acedido a 10 Dezembro 2014.
- Instituto Português do Mar e da Atmosfera. www.ipma.pt. Acedido a 10 Dezembro 2014.
- Lester, S., Halpern, B., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B., Gaines, S., Airamé, S., Warner, R. 2009. *Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis*. Marine ecology progress series, 384: 33–46.
- Reis, R. 2011. *Avaliação de efeitos ecológicos da interdição da pesca lúdica no litoral rochoso alentejano*. Tese de Mestrado. Lisboa: Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia.
- Roberts, C. & Hawkins, J. 2000. *Fully-protected marine reserves: a guide*. WWF Endangered Seas Campaign, 1250 24th Street, NW, Washington, DC 20037, USA and Environment Department, University of York, York, YO10 5DD, UK.
- Santos, R., Hawkins, S., Monteiro, L., Alves, M., Isidro, E. 1995. *Marine research, resources and conservation in the Azores*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 5: 311–354.

- Sousa, I. 2011. *Assessment of reserve effect in a Marine Protected Area: the case study of the Professor Luiz Saldanha Marine Park (Portugal)*. Dissertação de Mestrado, Universidade do Algarve, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Faro.
- Whitehead, P., Bauchot M., Hureau, J., Nielsen, J. & Tortonese, E. 1984/1986. *Fishes of the north-eastern Atlantic and the Medierranean* (3 volumes). United Nations Educational Scientific and Cultural Organisation, Paris, France.

CAPÍTULO IV

Estudo da ecologia trófica das comunidades
piscícolas das AMP do Cabo Sardão e Ilha do
Pessegueiro

Estudo da ecologia trófica das comunidades piscícolas das AMP do Cabo Sardão e Ilha do Pessegueiro

Introdução

A ecologia trófica é um aspeto fundamental para compreender o papel funcional dos peixes nos ecossistemas e nas comunidades onde se inserem. O estudo do regime alimentar de um organismo permite evidenciar as relações tróficas que se estabelecem com os seres vivos que o rodeiam e o grau de dependência em relação a determinadas condicionantes do meio (Castro, 2013). Além disso, possibilita ainda compreender determinados aspetos da sua ecologia, como modificações na estrutura populacional ou na condição fisiológica, ritmos de atividade, variações circadianas e circanuais, interações entre presas e predadores, competição intra e/ou inter-específica, entre outros (Assis, 1992). O modo mais comum para estudar as relações tróficas no meio marinho consiste no estudo direto dos conteúdos estomacais ou da totalidade do tubo digestivo (Gonçalves, 2000).

Como referido no capítulo I, as AMPs são atualmente vistas como uma ferramenta que pode contribuir de modo eficiente para a recuperação dos habitats deteriorados e das populações de peixes em risco de extinção e são sistemas ótimos para estudar as alterações que podem ocorrer na estrutura trófica dos ambientes marinhos devido à ação humana (Villamor & Becerro, 2012), uma vez que a proteção contraria as consequências da pesca, que é uma atividade normalmente dirigida a espécies de níveis tróficos superiores (geralmente predadores). Assim, é expectável que em sistemas onde a atividade da pesca permanece haja uma diminuição no número de organismos pertencentes aos níveis tróficos superiores e um consequente aumento dos efetivos das espécies de níveis tróficos inferiores como invertebrados bentónicos, que alimentando-se, levará, por sua vez, ao declínio de algas e da complexidade dos substratos (Seytre *et al.*, 2013). A criação de AMPs proporciona, assim, a ocorrência de uma cascata de acontecimentos que alteram as relações tróficas locais, como consequência da proteção, que ao impedir, na maioria dos casos, qualquer atividade de pesca, pode possibilitar dentro das AMPs um aumento na abundância dos predadores de topo e uma redução na abundância das

suas presas, (Halpern, 2003). Este efeito de cascata trófica pode ocorrer num sentido ascendente (*Bottom-up*), quando um nível trófico na base da cadeia afeta de forma indireta um nível trófico superior, ou pode dar-se num sentido descendente (*Top-down*), quando um predador afeta um nível trófico basal através do consumo direto de um nível trófico intermediário (caso mais comum na implementação das AMPs) (Hunter *et al.*, 1997). Cascatas *top-down* são capazes de moldar a estrutura de comunidades inteiras sempre que mudanças na densidade, no tamanho ou no comportamento dos predadores desencadeiam uma sequência de efeitos indiretos em toda a cadeia alimentar. Esses efeitos em cascata resultam num conjunto de diferentes espécies e estruturas de comunidades distintas entre áreas protegidas e áreas onde a pesca é permitida (Fenberg, 2012).

Contudo, embora as AMPs estejam a ser amplamente utilizadas a nível mundial, a verdade é que os seus efeitos em toda a rede trófica estão ainda pouco esclarecidos (Colléter *et al.*, 2012). Ainda assim, já existem alguns estudos mundiais que mostram resultados interessantes nesta área. É o caso de Halpern (2003) que, como referido anteriormente, se baseou em 89 estudos que envolveram AMPs de diferentes tamanhos e habitats e com algum tipo de proibição de pesca, nas quais testou vários parâmetros (entre eles, a abundância, o tamanho médio do corpo e a diversidade de espécies). Os resultados mostraram que a densidade de peixes carnívoros aumentou em 66% das AMPs, o tamanho dos indivíduos aumentou em 83% das AMPs e a diversidade aumentou também em 74%. Para peixes planctonívoros e invertívoros, os aumentos foram mais baixos, mas ainda assim com valores acima de 50%, tendo incrementado a densidade em 62% das AMPs, a diversidade em 55% das reservas e 89% delas apresentaram indivíduos maiores. Peixes herbívoros mostraram padrões semelhantes para a densidade (aumentou em 53% das reservas), mas para este regime alimentar não se verificaram diferenças significativas no tamanho dos indivíduos e na diversidade. Curiosamente, este estudo não mostrou um padrão consistente e indicativo de uma cascata trófica, onde um aumento da densidade de predadores seria combinado com uma diminuição dos grupos funcionais de presas. Também Colléter *et al.* (2012) analisaram um caso no Senegal (uma AMP estuarina) com o objetivo de avaliar o impacto da implementação da AMP (que proibiu totalmente a pesca) em toda a rede trófica, usando um modelo trofodinâmico. Neste estudo, ao contrário do anterior, parece ter havido um padrão

de cascata trófica, com alterações nos valores de biomassa ao longo do tempo (início da implementação em 2003 e avaliação posterior em 2008), verificando-se um aumento da biomassa para os predadores e uma diminuição para as presas.

A nível nacional, os trabalhos realizados sobre este tema são pouco abundantes e, os que existem, são sobretudo pesquisas que incidem sobre uma única espécie, apenas sobre espécies com interesse comercial (*e.g.*: Morato *et al.*, 2000; Vinagre *et al.*, 2005; Garrido *et al.*, 2008) ou sobre áreas de viveiro estuarinas (*e.g.*: Cabral *et al.*, 2002; França *et al.*, 2004; Vasconcelos *et al.*, 2009). Estudos tróficos feitos especificamente em AMPs portuguesas são ainda mais escassos, uma vez que a própria criação das AMPs nacionais está ainda numa fase inicial do seu desenvolvimento e, portanto, trabalhos efetuados nesta área são de grande interesse.

Este estudo decorreu no Parque Marinho do PNSACV e incidiu, tal como o estudo precedente, nas AMPs da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão. No seguimento do trabalho anterior, onde se observaram efeitos positivos causados pela proteção apesar da reduzida idade das AMPs, nomeadamente o aumento da abundância e riqueza específica, bem como aumentos no tamanho médio dos exemplares em determinadas espécies ao longo do tempo e onde se observaram também alguns efeitos negativos para algumas espécies de presas de menores dimensões que permitiram compreender a dinâmica das AMPs. Assim, este estudo visa complementar o anterior, na medida em que pode fornecer explicações para os resultados já encontrados ao explorar as relações tróficas das comunidades que refletem o comportamento de uma das principais funções vitais: a alimentação. Além disso, um dos objetivos destas ferramentas de gestão é, muitas vezes, preservar espécies em vias de extinção ou recuperar mananciais sobre-explorados, pelo que estudos alimentares que podem fornecer dados como as proporções de presas e predadores e as relações que existem entre eles ao longo do tempo, são importantes na avaliação da eficácia das AMPs. Assim, neste estudo foram colocadas 2 hipóteses de trabalho: (1) há diferenças na ecologia trófica entre comunidades de peixes dentro e/ou fora das AMPs; (2) as diferenças são causadas pela eventual alteração da disponibilidade de presas e/ou da competição por alimento. Para isso foram realizadas as seguintes tarefas: (1) análise de conteúdos estomacais dos

peixes capturados e consulta de bibliografia disponível para identificar as suas potenciais presas na área das AMPs e zonas controlo adjacentes; (2) análise comparativa dos dados obtidos dentro e fora das AMPs no 1º e 3º anos da implementação da AMP, para cada uma das AMPs em estudo e zonas controlo adjacentes. Com base nestes dados e tendo em conta a importância das AMPs já demonstrada em estudos anteriores realizados noutros locais, seria expectável que a estrutura trófica das comunidades fosse idêntica entre as AMPs e zonas controlo no 1º ano de implementação mas que se verifiquem diferenças entre anos (1º e 3º) nas AMPs devido ao efeito da proteção. Não se espera que ocorram diferenças nas zonas controlo entre os dois anos pelo facto de a pesca ter continuado a atuar nesses locais. As diferenças poderão ser notórias em relação à proporção de predadores e presas (menor e maior, respetivamente, para dentro da AMP no 3º ano de implementação) (Halpern, 2003), caso que não se espera que seja observado fora das AMPs onde a pressão da pesca continua a ser exercida e por isso não é de esperar que os predadores aumentem. Caso se verifiquem estas previsões, poder-se-á comprovar que estas AMPs já contribuíram para alterações na estrutura trófica das comunidades piscícolas locais, o que pode modificar a estrutura e funcionamento de todo o ecossistema, sendo de extrema importância aprofundar a investigação destes aspetos.

Material e métodos

Amostragem e trabalho de laboratório

Os exemplares utilizados para o estudo da ecologia trófica no âmbito do presente trabalho foram capturados de acordo com o descrito no capítulo II – Amostragem. Já em ambiente laboratorial foram descongelados, identificados com recurso às chaves disponibilizadas por Whitehead *et al.* (1984/1986), medidos (± 1 mm) e pesados ($\pm 0,01$ g). De imediato, procedeu-se à recolha do tubo digestivo de cada exemplar através da abertura da sua cavidade abdominal, sendo aquele colocado num frasco de plástico devidamente etiquetado com álcool etílico a 70% para conservação até posterior análise. Após a remoção dos tubos digestivos de todos os exemplares, procedeu-se à análise do seu conteúdo. Foram apenas considerados os conteúdos estomacais dos indivíduos, de modo que foi separado o estômago de cada exemplar do resto do tubo digestivo. No entanto, para os exemplares de espécies sem estômago diferenciado foi considerada a totalidade do tubo digestivo. Os conteúdos foram então identificados com o auxílio de uma lupa binocular, com ampliação de 8x, e com recurso a Whitehead *et al.* (1984/86), Falciai & Minervini (1995) e Hayward & Ryland (1995). Seguidamente, os estômagos vazios foram novamente pesados e os itens alimentares foram contados. Quando persistiam dúvidas acerca da classificação de determinados itens, estes foram guardados novamente em frascos com álcool a 70%, e posteriormente submetidos a análise por parte de especialistas na identificação dos vários grupos ou estruturas constituintes.

Desta análise foram excluídas as espécies pelágicas (*Boops boops*, *Sardina pilchardus*, *Scomber japonicus* e *Trachurus trachurus*), uma vez que, sendo sobretudo planctonófagas com grande mobilidade, a análise dos seus conteúdos estomacais não seria relevante para os objetivos propostos no presente estudo.

Análise de dados

Com o intuito de facilitar o tratamento e a interpretação dos dados, os itens alimentares presentes nos conteúdos estomacais das espécies bentônicas e demersais foram agrupados em categorias mais abrangentes. Assim, foram estabelecidas 21 categorias distintas (TABELA XV). Quando o estado de conservação das presas de um determinado grupo era normalmente reduzido, tornando difícil separar a maior parte dos exemplares de um determinado grupo de outros afins, optou-se por fazer agrupamentos desses grupos taxonômicos com características semelhantes, como foi o caso do grupo dos Pequenos crustáceos, que incluem espécies com características taxonômicas e ecológicas semelhantes (ordem de Anfípodes, Cumáceos e Isópodes), tendo ficado de parte o grupo dos Misidáceos, uma vez que, apesar de serem pequenos crustáceos, as suas características bioecológicas diferem substancialmente dos restantes. Pelos mesmos motivos, no grupo Caranguejos agruparam-se os Anomura e Brachyura.

Tabela XV – Categorias de itens alimentares presentes nos conteúdos estomacais considerados para análise, organizados por ordem evolutiva com recurso a Hayward & Ryland (1994), e respetivos grupos taxonômicos incluídos em cada uma delas.

Categorias	Grupos incluídos
Algas	Exemplares do domínio Eukaryota
Poríferos	Animais do Filo Porifera
Antozoários	Cnidários da classe Anthozoa
Nemátodes	Animais do Filo Nematoda
Poliquetas	Anelídeos da classe Polychaeta
Ostracodes	Crustáceos da classe Ostracoda
Cirrípedes	Crustáceos da subclasse Cirripeda
Misidáceos	Crustáceos da ordem Mysidacea
Pequenos crustáceos	Crustáceos das ordens Isopoda, Amphipoda e Cumacea
Camarões	Crustáceos da infraordem Natantia
Caranguejos	Crustáceos da infraordem Anomura e da ordem Brachyura
Crustáceos N.I.	Crustáceos diversos não identificados
Insetos	Insetos da classe Insecta
Poliplacóforos	Moluscos da classe Polyplacophora
Gastrópodes	Moluscos da classe Gastropoda
Bivalves	Moluscos da classe Bivalvia

Continua

Continuação Tabela XV

Cefalópodes	Moluscos da classe Cephalopoda
Moluscos N.I.	Moluscos diversos não identificados
Ofiurídeos	Equinodermes da ordem Ophiurida
Ouriços-do-mar	Equinodermes da classe Echinoidea
Teleósteos	Vertebrados da superclasse Osteichthyes

A caracterização da dieta de cada espécie capturada na área de estudo e considerada para estas análises, foi realizada através do Índice de Frequência de Ocorrência para cada item alimentar, de acordo com Assis (1992), em que:

$$\text{Índice de ocorrência (IO)} \quad IO_i = \frac{\text{n}^\circ \text{ de estômagos em que ocorre a presa } i}{\text{n}^\circ \text{ de estômagos não vazios}} \times 100$$

Segundo o mesmo autor, este índice é o mais indicado para este tipo de análises que consideram simultaneamente espécies com uma ecologia trófica muito distinta, uma vez que entra em linha de conta apenas com o tipo de presa consumido e não com a quantidade de cada item que foi consumido. Assim, eventuais diferenças detetadas nas dietas serão devidas à composição das mesmas, isto é, ao tipo de presas ingeridas, e não à quantidade ingerida de cada uma dessas presas.

▪ **Composição geral da dieta**

Para análise da composição geral da dieta foram considerados os itens alimentares presentes nos estômagos dos exemplares capturados em todos os locais e em todas as épocas de amostragem, utilizando quer o arrasto de portas, quer as redes de tresmalho. Deste modo, foi construída uma tabela (Tabela XVII) onde se listaram todos os grupos alimentares identificados nos conteúdos estomacais de cada espécie, e respetiva abundância, divididos por época (verão e inverno marítimos), local de amostragem (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão) e nível de proteção (AMP – com proteção; e controlo – sem proteção).

▪ **Efeito na dieta global da proteção e do tempo decorrido após a sua implementação**

Por motivos de comparabilidade, para esta análise foram apenas considerados os itens alimentares presentes nos estômagos dos exemplares

capturados com redes de tresmalho nas áreas de estudo da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão. Os exemplares capturados com arrasto de portas foram excluídos desta análise, uma vez que, tal como referido anteriormente (ver Capítulo II, amostragem), esta arte só foi utilizada na área da Ilha do Pessegueiro. A comparação das dietas dos exemplares que compõem as comunidades das áreas de estudo foi efetuada através da comparação da frequência de ocorrência calculada para cada espécie por PERMANOVA multivariada a 5 fatores fixos: Local (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão), Ano (1 e 3), Proteção aninhada em Local (com e sem), Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos) e Substrato aninhado em Proteção (areia e rocha), acompanhada da execução de uma Ordenação de Componentes Principais (PCO) para cada um desses fatores. Foi ainda efetuada uma análise SIMPER de forma a perceber quais as presas que mais contribuíram para as variações encontradas nas dietas.

▪ **Efeito na dieta dos exemplares com interesse comercial da proteção e do tempo decorrido após a sua implementação**

O efeito da proteção marinha implementada na costa alentejana na dieta das espécies de peixes com interesse comercial foi avaliado utilizando as capturas efetuadas na área da Ilha do Pessegueiro com redes de tresmalho. Como referido anteriormente (ver Capítulo II, amostragem), esta é a arte de pesca que melhor permite caracterizar as espécies de peixes que são alvo da pesca comercial, uma vez que é a mais utilizada pelos pescadores profissionais da região. Assim, para esta análise foram considerados os regimes alimentares apenas das espécies capturadas com redes de tresmalho e com interesse comercial, sendo excluídas aquelas que não apresentam valor comercial. A potencial alteração da estrutura trófica das comunidades foi avaliada através da comparação da frequência de ocorrência de cada item via PERMANOVA multivariada a 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos), acompanhada da execução de uma Ordenação de Componentes Principais (PCO) para cada um desses fatores. Deste modo, foi possível avaliar as diferenças na dieta das espécies com valor comercial entre as comunidades de peixes da AMP da Ilha do Pessegueiro

e áreas adjacentes não protegidas ao longo do tempo. Os motivos pelos quais só foram usados os exemplares capturados na área de estudo da Ilha do Pessegueiro estão descritos no Capítulo III - Material e métodos. Foi ainda efetuada uma análise SIMPER, de forma a perceber quais as presas que mais contribuíram para as variações encontradas nas dietas.

- **Efeito na dieta dos exemplares sem interesse comercial da proteção e do tempo decorrido após a sua implementação**

Tal como para as espécies com interesse comercial, também foi efetuada uma análise para avaliar o efeito da proteção ao longo do tempo no regime alimentar das espécies sem interesse comercial. Para esta análise, foram utilizadas as dietas das espécies de exemplares capturados com arrasto de portas na área da Ilha do Pessegueiro que não têm interesse para a pesca comercial. Assim, desta análise foram excluídas as dietas das espécies com interesse comercial que eventualmente tenham sido capturadas com a arte de arrasto de portas. Assim, tal como para as espécies com interesse comercial, a alteração da ecologia alimentar foi avaliada através duma PERMANOVA multivariada em que foram considerados 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos), acompanhada da execução de uma Ordenação de Componentes Principais (PCO) para cada um desses fatores. Deste modo, foi possível avaliar eventuais diferenças na dieta das espécies sem valor comercial entre as comunidades de peixes da AMP da Ilha do Pessegueiro e áreas adjacentes não protegidas ao longo do tempo.

- ***Software estatístico***

Para a realização das análises PERMANOVA, SIMPER e PCO's utilizou-se o pacote estatístico PRIMER 6 & PERMANOVA +.

Resultados

▪ Composição geral da dieta

No presente estudo foi contabilizado um total de 1472 itens alimentares presentes nos 1085 estômagos analisados pertencentes aos exemplares de peixes capturados com redes de tresmalho e arrasto de portas nas zonas da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão. A descrição pormenorizada com a identificação dos itens até ao nível taxonómico mais baixo possível está enunciada na TABELA XVI em anexo. Quando reorganizados os itens em novos grupos mais abrangentes de acordo com o descrito anteriormente em Materiais e Métodos, é possível observar que os Caranguejos, seguidos pelos Camarões e pelos Pequenos crustáceos, foram as presas principais das comunidades de peixes da área de estudo (TABELA XVII).

Tabela XVII - Características da amostra total identificada nos conteúdos estomacais dos exemplares capturados nas operações de pesca. Número de itens alimentares discriminados por local (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão) e tipo de proteção (AMP e Controlo).

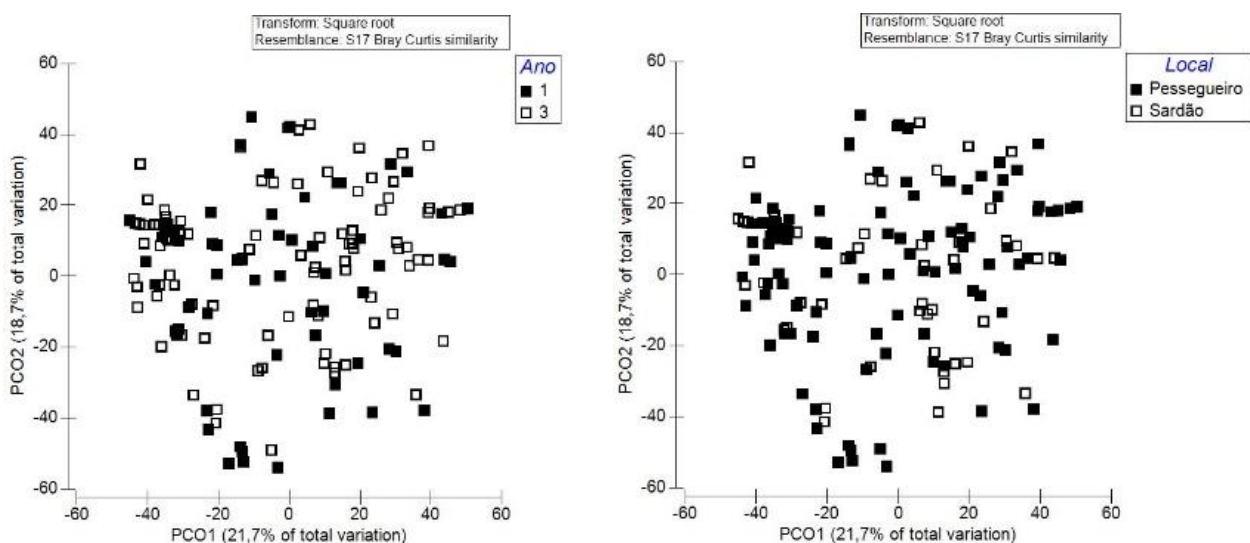
Grupos Alimentares	Ilha do Pessegueiro			Cabo Sardão			TOTAL AMPs	TOTAL Controlos	TOTAL
	AMP	Controlo	Total	AMP	Controlo	Total			
Algas	24	26	50	18	7	25	42	33	75
Poríferos	1	0	1	0	0	0	1	0	1
Antozoários	0	0	0	1	0	1	1	0	1
Nemátodes	2	1	3	0	1	1	2	2	4
Poliquetas	33	44	77	9	16	25	42	60	102
Ostracodes	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Cirrípodes	7	0	7	1	0	1	8	0	8
Misidáceos	14	24	38	2	0	2	16	24	40
Pequenos crustáceos	69	91	160	15	25	40	84	116	200
Camarões	55	127	182	19	14	33	74	141	215
Caranguejos	60	184	244	24	40	64	84	224	308
Crustáceos N.I.	38	71	109	17	19	36	55	90	145
Insetos	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Poliplacóforos	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Gastrópodes	21	39	60	5	5	10	26	44	70
Bivalves	69	48	117	13	3	16	82	51	133
Cefalópodes	3	7	10	3	3	6	6	10	16
Moluscos N.I.	1	2	3	0	0	0	1	2	3
Ofiurídeos	2	21	23	3	3	6	5	24	29
Ouriços-do-mar	6	12	18	1	0	1	7	12	19
Teleósteos	24	51	75	15	10	25	39	61	100

Os vários grupos de crustáceos foram, de facto, as presas mais consumidas, quer pelas comunidades da Ilha do Pessegueiro, quer pelas comunidades do Cabo Sardão. Estas presas foram também consumidas em maior quantidade foras das AMPs. A presa mais ingerida pelos exemplares capturados dentro das AMPs foram os Bivalves. No caso da área de estudo do Cabo Sardão, os Teleósteos foram também consumidos em maior quantidade dentro da respetiva AMP, ao invés do que sucedeu na área de estudo da Ilha do Pessegueiro.

- **Efeito dieta global da proteção e do tempo decorrido após a sua implementação**

A análise dos conteúdos estomacais dos exemplares capturados com redes de tresmalho nas áreas de estudo da costa alentejana do PNSACV revelaram algumas variações na composição das suas dietas. A Ordenação de Componentes Principais (PCO) para cada um dos fatores considerados evidencia essas variações, sendo estas mais notórias para os fatores Proteção e Substrato (FIGURA XI).

A análise PERMANOVA multivariada a 5 fatores fixos confirmou existirem diferenças significativas apenas nas dietas entre os exemplares capturados dentro e fora das AMPs, bem como entre exemplares capturados nos diferentes substratos (TABELA XVIII).



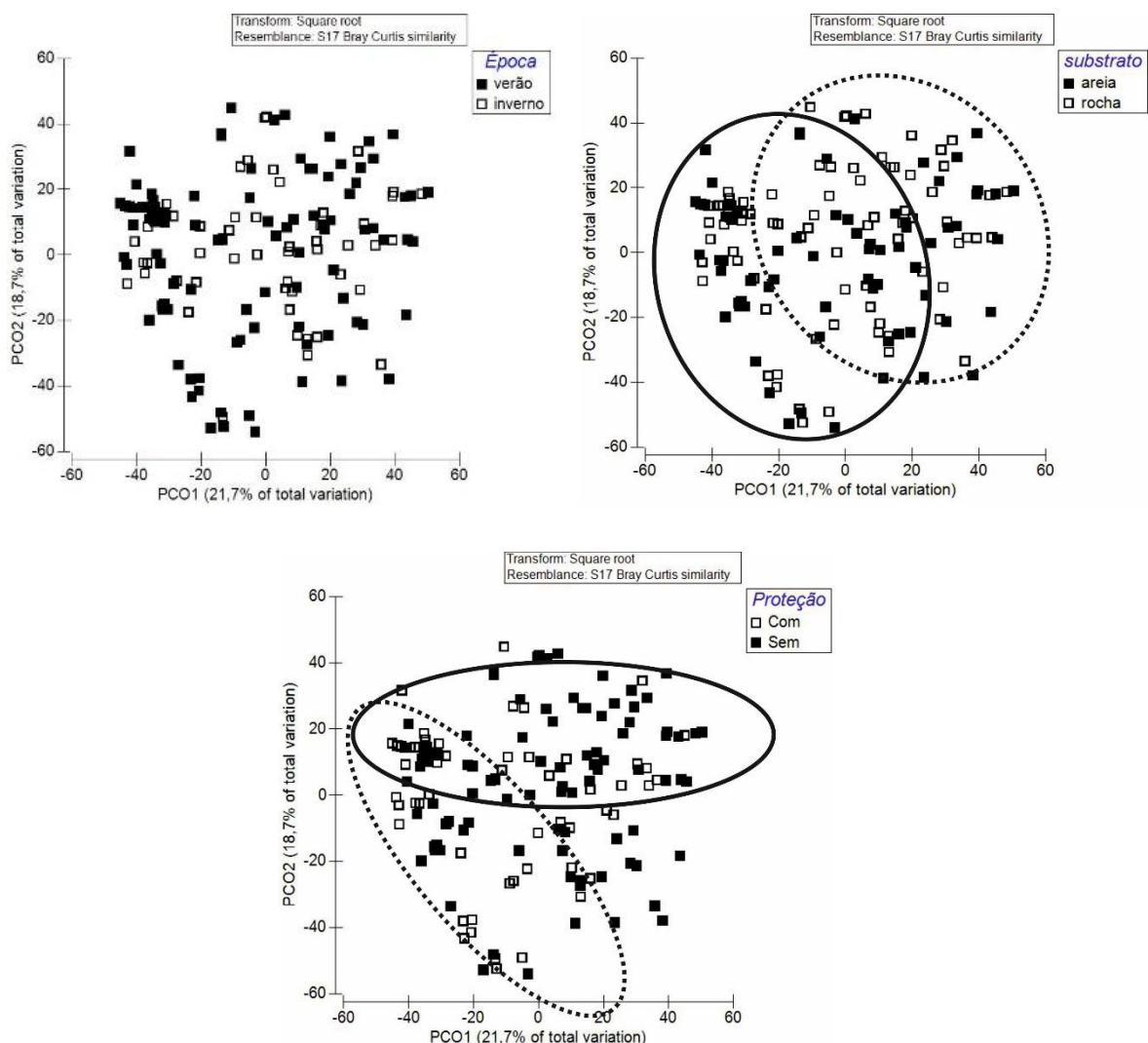


Figura XI – Representação gráfica da Ordenação de Componentes Principais para cada fator considerado na análise da dieta global dos exemplares capturados com redes de tresmalho em cada uma das áreas de estudo, onde as elipses separam os grupos significativamente diferentes de acordo com a análise PERMANOVA subsequente.

Tabela XVIII – Detalhes da PERMANOVA multivariada a 5 fatores fixos: Local (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão), Ano (1 e 3), Proteção aninhada em Local (com e sem); Época aninhada em Ano (verão e inverno marítimos) e Substrato aninhado em Proteção (areia e rocha).

Fatores	g.d.l.	SQ	MQ	Pseudo-F	P(perm)	perms
Ano	1	3501,4	3501,4	1,009	0,434	998
Local	1	1906,7	1906,7	0,549	0,767	998
Proteção (Local)	2	14757,0	7378,4	2,128	0,017	997
Época (Ano)	2	4366,3	2183,2	0,629	0,820	999
Ano x Local	1	7075,3	7075,3	2,041	0,051	999
Substrato [Proteção (Local)]	4	23601,0	5900,3	1,702	0,020	998
Proteção (Local) x Ano	2	8718,0	4359,0	1,257	0,241	998
Época (Ano) x Local	2	6833,3	3416,6	0,985	0,478	999
Proteção (Local) x Época (Ano)	4	11591,0	2897,8	0,836	0,706	999

Continua

Continuação Tabela XVIII						
Substrato [Proteção (Local)] x Ano	4	10228,0	2557,0	0,737	0,829	999
Época (Ano) x Substrato [Pr (Lo)]	7	20884,0	2983,4	0,860	0,700	999
Residual	199	6,9E5	3467,3			
Total	229	8,1E5				

g.d.l. – graus de liberdade; SQ – soma dos quadrados; MQ – média dos quadrados;
Nível de significância $p < 0,05$ assinalado a negrito.

Assim, foi possível observar que a composição da dieta dos exemplares das comunidades dentro das AMPs diferia significativamente da dos exemplares das comunidades das zonas controlo. A análise SIMPER revelou que os diferentes grupos de crustáceos foram as presas mais consumidas fora das zonas protegidas. De facto, os Caranguejos e os Camarões, a par dos Teleósteos, foram ingeridos com maior frequência fora das AMPs e assim contribuíram fortemente para as diferenças encontradas entre estes locais (fator Proteção - SIMPER: contribuição de 15,13%, 11,59% e 12,01%, respetivamente). No que diz respeito ao substrato, foram novamente os diferentes grupos de crustáceos e os Teleósteos os responsáveis pelas diferenças encontradas nas dietas entre os exemplares capturados em substrato arenoso e em substrato rochoso. Foi, de facto, no primeiro que foram ingeridos com mais frequência crustáceos (fator substrato - SIMPER: Caranguejos – contribuição de 15,48%; Camarões – contribuição de 11,69%; Pequenos crustáceos – contribuição de 10,93%), ao passo que no segundo foram os Teleósteos o item mais consumido e que mais contribuiu para as diferenças observadas (fator Substrato - SIMPER: contribuição de 10,37%).

- **Efeito na dieta dos exemplares com interesse comercial da proteção e do tempo decorrido após a sua implementação**

A análise aos conteúdos estomacais de espécies com interesse comercial capturadas com redes de tresmalho não revelou variações importantes nas dietas dos indivíduos que compõem as comunidades da Ilha do Pessegueiro, exceto para o fator Época (Figura XII).

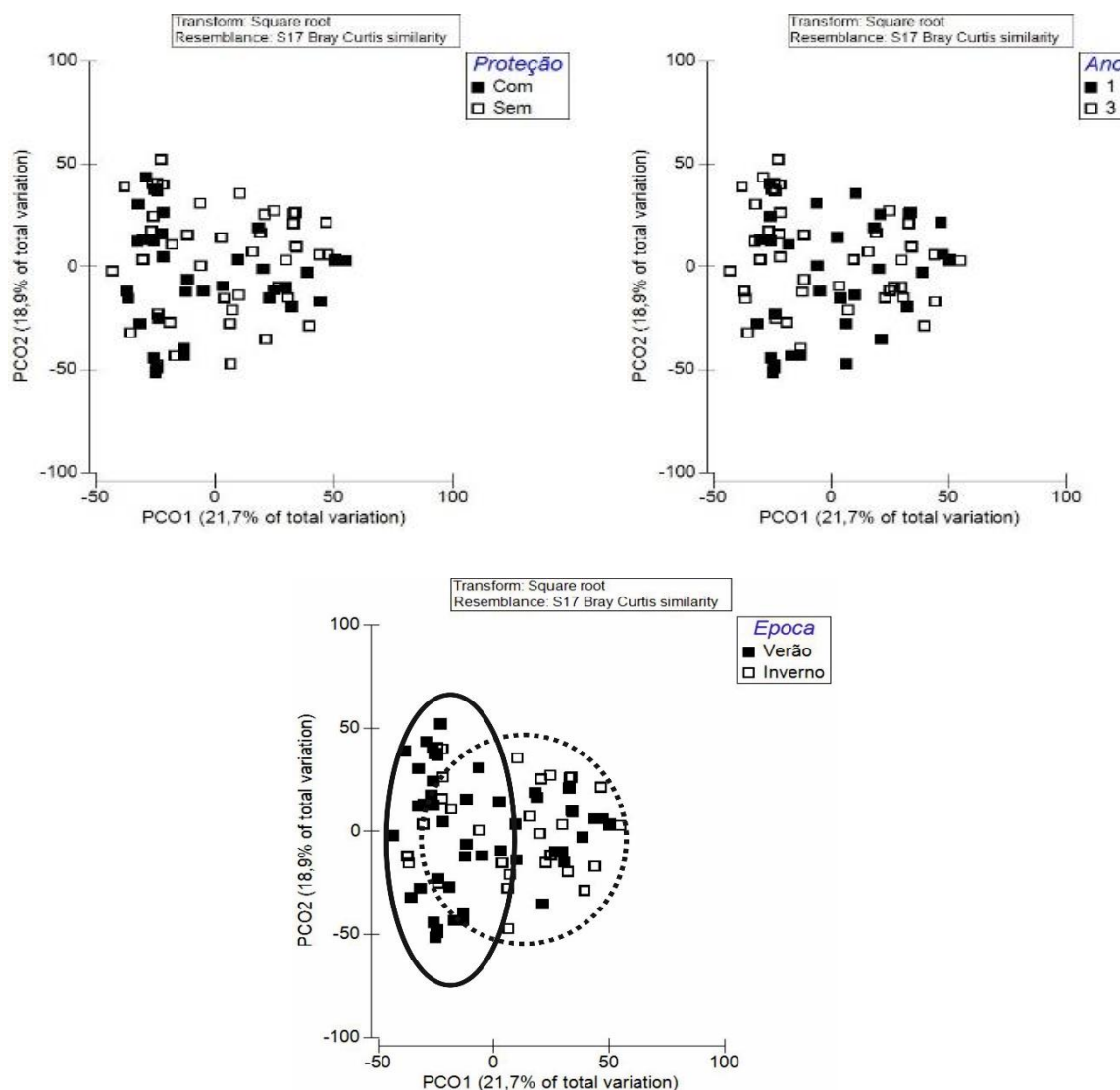


Figura XII – Representação gráfica da Ordenação de Componentes Principais para cada fator considerado na análise da dieta dos exemplares com interesse comercial capturados com redes de tresmalho na área de estudo da Ilha do Pessegueiro, onde as elipses separam os grupos significativamente diferentes de acordo com a análise PERMANOVA subsequente.

A análise PERMANOVA multivariada revelou a existência de diferenças significativas na frequência de ocorrência do conjunto das presas apenas para o fator época, como evidenciado pela PCO, sendo que não foram encontradas diferenças significativas para os fatores Proteção e Ano, ou seja, a dieta dos exemplares com interesse comercial capturados na Ilha do Pessegueiro não foi influenciada pela proteção implementada nem pelo tempo decorrido após a mesma (TABELA XIX).

Tabela XIX – Detalhes da PERMANOVA multivariada a 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e Época (verão e inverno marítimos).

Fatores	g.d.l.	SQ	MQ	Pseudo-F	P(perm)	perms
Proteção	1	5202,6	5202,6	1,521	0,174	998
Ano	1	4360,2	4360,2	1,275	0,266	999
Época	1	7680,2	7680,2	2,246	0,035	998
Proteção x Ano	1	2548,5	2548,5	0,745	0,639	999
Proteção x Época	1	2592,0	2592	0,758	0,618	998
Ano x Época	1	2938,1	2938,1	0,859	0,532	996
Proteção x Ano x Época	1	4277,8	4277,8	1,251	0,265	999
Residual	85	2,9E5	3419,6			
Total	92	3,2E5				

g.d.l. – graus de liberdade; SQ – soma dos quadrados; MQ – média dos quadrados;
Nível de significância $p < 0,05$ assinalado a negrito.

Para as diferenças encontradas entre épocas de amostragem, os grupos alimentares que mais contribuíram foram os Caranguejos e os Camarões, que foram ingeridos mais frequentemente no inverno (fator época - SIMPER: contribuição de 12,57% e 11,40%, respetivamente) e os Pequenos crustáceos e os Crustáceos N.I., que foram mais comuns nas dietas dos exemplares capturados no verão (fator época - SIMPER: contribuição de 10,85% e 10,04%, respetivamente).

- **Efeito na dieta dos exemplares sem interesse comercial da proteção e do tempo decorrido após a sua implementação**

No que diz respeito aos exemplares sem interesse comercial capturados com arrasto de portas na Ilha do Pessegueiro, tanto a Ordenação de Componentes Principais (Figura XIII) como a análise PERMANOVA multivariada não revelaram variações significativas para nenhum dos fatores, o que indica que a dieta destes exemplares não foi influenciada pela implementação desta AMP nem sofreu alterações significativas ao longo do tempo (TABELA XX).

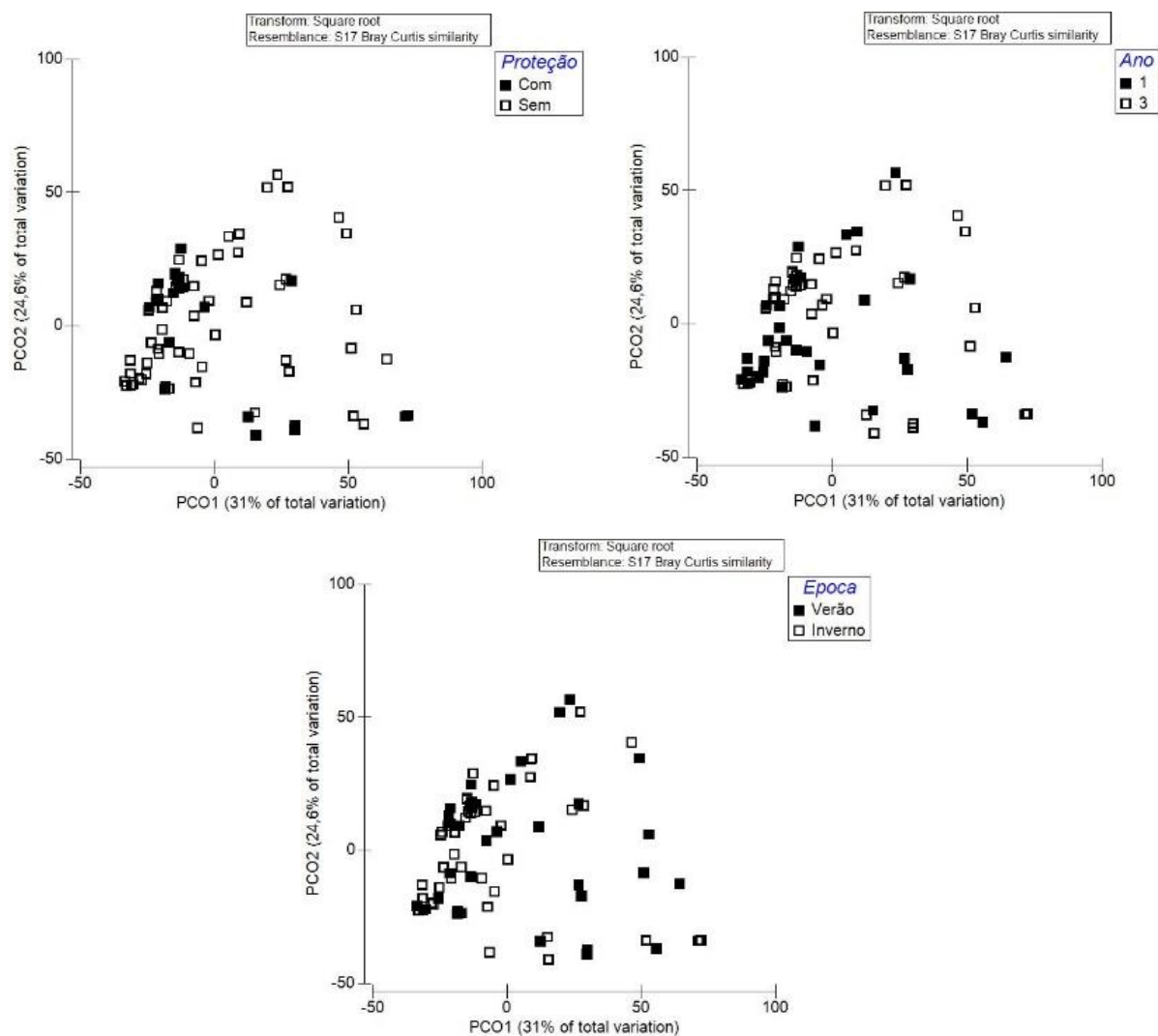


Figura XIII – Representação gráfica da Ordenação de Componentes Principais para cada fator considerado na análise da dieta dos exemplares sem interesse comercial capturados com arrasto de portas na área de estudo da Ilha do Pessegueiro, onde as elipses separam os grupos significativamente diferentes de acordo com a análise PERMANOVA subsequente.

Tabela XX – Detalhes da PERMANOVA multivariada a 3 fatores fixos: Proteção (com e sem), Ano (1 e 3) e Época (verão e inverno marítimos).

Fatores	g.d.l.	SQ	MQ	Pseudo-F	P(perm)	perms
Pr	1	1102,1	1102,1	0,467	0,788	998
Na	1	2113,1	2113,1	0,896	0,462	998
Ep	1	4621,2	4621,2	1,959	0,081	999
PrxAn	1	2547,8	2547,8	1,079	0,348	999
PrxEp	1	4732,4	4732,4	2,006	0,103	998
AnxEp	1	2935,4	2935,4	1,244	0,285	999
PrxAnxEp	1	1664,3	1664,3	0,705	0,613	999
Res	75	1,8E5	2359,6			
Total	82	2,0E5				

g.d.l. – graus de liberdade; SQ – soma dos quadrados; MQ – média dos quadrados; Nível de significância $p < 0,05$ assinalado a negrito.

Discussão de Resultados

O estabelecimento de AMPs que limitam as atividades piscatórias de carácter lúdico e profissional pode causar alterações na composição e na estrutura das suas comunidades piscícolas (ver Capítulo III). Essas alterações podem, em muitos casos, ser visíveis ao fim de poucos anos após a sua implementação, como é o caso da AMP da Arrábida, com alterações detetáveis ao fim de 6 anos de proteção (Sousa, 2011), ou a nível mundial, por exemplo numa AMP estuarina no Senegal que apresentou resultados ao fim de 5 anos (Colléter *et al.*, 2012), numa AMP no Mediterrâneo (Cap Roux), onde apenas ao fim de 4 anos se observaram diferenças nas comunidades ao nível da abundância e na densidade de espécies comerciais (Seytre *et al.*, 2013). No caso particular das AMPs da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão, cujas comunidades piscícolas foram estudadas em detalhe no presente estudo e descritas no Capítulo III, observaram-se alterações ao longo do tempo na abundância e estrutura das comunidades das áreas sujeitas a proteção quando comparadas com as áreas onde a pesca lúdica e comercial é permitida, apesar do pouco tempo decorrido (3 anos). Deste modo, o aumento do número de exemplares e a alteração da estrutura das comunidades de peixes pode fomentar a competição por recursos e, assim, provocar mudanças nos hábitos alimentares das espécies que as compõem e consequentemente alterar a cadeia trófica destas áreas. No entanto, essas alterações poderão ser apenas detetáveis a médio e longo prazo devido ao tempo necessário para que as alterações na estrutura das comunidades sejam visíveis ou mais marcadas. Contudo, como referido na introdução, os trabalhos para a costa portuguesa que relacionam as alterações nas comunidades de peixes com eventuais mudanças de hábitos alimentares é praticamente inexistente e mesmo a nível global esses estudos não são muito abundantes. Deste modo, o presente trabalho pode contribuir para a avaliação dos efeitos da criação de AMPs na dieta e relações tróficas das comunidades piscícolas que as compõem. Contudo, se o tempo decorrido após a implementação destas duas AMPs permitiu já detetar algumas alterações importantes ao nível da composição das suas comunidades piscícolas, essas modificações não são ainda extensíveis em igual nível aos hábitos alimentares e à estrutura trófica das mesmas.

Foi possível verificar que, na globalidade da área de estudo, as presas

consumidas com mais frequência pela comunidade de peixes da Costa Alentejana do PNSACV foram os crustáceos e, dentro deste grupo, os caranguejos e os camarões foram os ingeridos preferencialmente. O consumo preferencial destas presas foi observado tanto dentro das AMPs, como nas respetivas áreas controlo adjacentes e esta preferência alimentar é um reflexo dos exemplares usados para esta análise, bem como da metodologia adotada para a sua captura (redes de tresmalho e arrasto de portas). De facto, as artes de pesca utilizadas são dirigidas preferencialmente para exemplares predadores que se movimentam junto aos fundos marinhos (sargos, linguados, raias, budiões, salmonetes, abróteas, etc.) e os itens alimentares encontrados nos seus estômagos vão de encontro ao descrito na literatura para estas espécies (Whitehead *et al.*, 1984/1986; Hayward & Ryland, 1995). No entanto, foi possível constatar que, para presas secundárias, ocorreu alguma diferenciação entre áreas protegidas e áreas controlo (embora sem significância estatística), nomeadamente o facto dos bivalves terem sido uma presa frequente dentro das AMPs e, dentro da AMP do Cabo Sardão, para além deste item, foram também consumidos com mais frequência, teleósteos. A preferência por bivalves por parte dos exemplares capturados dentro das AMPs poderá dever-se ao tipo de espécies de peixes que compõem as suas comunidades, já que, como foi descrito no Capítulo III, os peixes dos géneros *Diplodus sp.*, *Raja sp.* e *Solea sp.*, são mais abundantes dentro destas áreas protegidas e este grupo taxonómico é um item descrito como constante da dieta destes peixes, embora de carácter secundário (Whitehead *et al.*, 1984/86; Hayward & Ryland, 1995). No que diz respeito aos teleósteos, o facto de serem consumidos com alguma frequência dentro da AMP do Cabo Sardão comparativamente com as áreas controlo adjacentes, poderá dever-se à ocorrência de um maior número de exemplares de peixes de porte superior dentro desta área (embora sem significado estatístico), em particular raias e abróteas, que são predadores de topo, ocorrendo frequentemente pequenos peixes na composição das suas dietas (Whitehead *et al.*, 1984/86; Hayward & Ryland, 1995). O facto dos efetivos de algumas destas espécies de peixes terem aumentado em número e em tamanho dentro das AMPs, poderá ter implicações menos positivas para estes grupos de presas ao longo do tempo, sendo mesmo possível verificar-se uma tendência para ocorrerem alterações nos hábitos alimentares de alguns peixes, como resultado de alterações na estrutura das comunidades piscícolas.

A análise da dieta global dos exemplares revelou diferenças significativas na composição da dieta das comunidades das AMPs quando comparada com as das áreas controlo adjacentes (fator Proteção). O facto dessas diferenças serem visíveis desde o início do estudo, ou seja, logo após a implementação das referidas áreas protegidas, sugere que os hábitos alimentares destes peixes não se devem ao estabelecimento das AMPs, mas que serão intrínsecos das áreas de estudo, ou seja, dever-se-ão à diferente disponibilidade de presas oferecidas por estas áreas, não sendo por isso, uma alteração dos hábitos alimentares causada pela implementação da proteção. Para as diferenças encontradas ao nível da Proteção, contribuiu a frequente ingestão de caranguejos, camarões e teleósteos fora das AMPs. Nesta análise foram ainda encontradas diferenças significativas na dieta das comunidades piscícolas entre os tipos de substrato, o que pode também ser um reflexo da maior diversidade natural de presas que o substrato rochoso oferece relativamente ao substrato arenoso. Em ambos os casos, o que parece condicionar as preferências alimentares é a potencial disponibilidade de presas e não a criação das AMPs. No entanto, tendo em conta as alterações na composição das comunidades dentro das áreas protegidas que parecem estar a ocorrer, nomeadamente no que diz respeito ao aumento do número de exemplares e de maior tamanho para algumas espécies, estas diferenças que já ocorrem naturalmente poderão ser exacerbadas, sendo possível que venha a ocorrer uma maior pressão sobre certos tipos de presa. De facto, foi possível observar que os Teleósteos são estatisticamente mais consumidos em substrato rochoso e, sendo este tipo de fundos os mais abundantes dentro de ambas as AMPs, poderá ocorrer no futuro um impacto negativo em peixes de menor porte ou de espécies cujos exemplares atingem tamanhos menores, o que a longo prazo poderá beneficiar espécies de maior porte e ou predadores de topo dentro das AMPs e prejudicar espécies de menor porte que são predadas, afetando o equilíbrio destes locais que podem voltar a aproximar-se das condições naturais que existiam antes da proteção. Já os crustáceos foram estatisticamente mais consumidos em substrato arenoso. Não foram encontradas diferenças significativas ao longo do tempo (fator Ano) nesta análise, contrariamente a alguns estudos, como por exemplo, o trabalho de Colléter *et al.* (2012) sobre uma AMP no Senegal, onde se observaram alterações ao longo do tempo, desde 2003 (início da implementação) até 2008 (avaliação passados 5 anos de proteção), com os valores de biomassa a

aumentar para os predadores em geral e a diminuir para as presas. No entanto, as simulações efetuadas naquele estudo mostraram que o aumento da biomassa de predadores foi demasiado elevado para ser apenas uma consequência direta da ausência da pesca (embora haja claramente um papel importante da AMP no sentido de oferecer refúgio para algumas espécies de predadores), tal como os valores de biomassa das presas também foram demasiado elevados para que os autores considerem apenas um efeito da implementação AMP e do consequente aumento da predação, podendo haver fatores ambientais e comportamentais aliados a um efeito direto da AMP como forma de explicar as variações. Para a análise da dieta dos exemplares com interesse comercial, apenas foram encontradas diferenças significativas ao nível da época (verão e inverno marítimos). As espécies com interesse comercial atingem normalmente maior tamanho que as restantes e são geralmente predadores de topo e, como tal, as presas preferenciais desta comunidade, e que estatisticamente explicam as diferenças encontradas, são os crustáceos, sendo que no verão foram consumidos preferencialmente Pequenos crustáceos enquanto no Inverno foram consumidos maioritariamente outros crustáceos de maior tamanho, como Caranguejos e Camarões. Estas diferenças, mais uma vez, serão devidas a fatores naturais que ditam a disponibilidade de diferentes tipos de presa ao longo do ano e com necessidades energéticas diferenciais em função da época do ano. De facto, os Camarões e Caranguejos, pela sua maior dimensão oferecem um aporte nutritivo e energético superior particularmente útil em épocas mais frias, assim quando este tipo de alimento existe em abundância as espécies preferem alimentar-se deles em prol de items de menores dimensões aos quais recorrem quando a abundância dos anteriores é baixa ou de difícil acesso. Seytre *et al.* (2013) também verificou uma alteração na ecologia trófica dependente da época do ano, mas relacionada com o predador, ao verificarem que as taxas de predação sobre duas espécies de ouriço-do-mar eram dependentes da época do ano, uma vez que a presença de *Diplodus spp.*, (grandes predadores de ouriços) foi apenas observada no interior da AMP (Mediterrâneo) durante o inverno. A dieta destes peixes (com interesse comercial) não foi estatisticamente influenciada pela implementação da AMP da Ilha do Pessegueiro, uma vez que não foram encontradas diferenças nas dietas dos peixes capturados dentro da AMP comparativamente com as das respetivas áreas controlo, bem como entre anos de monitorização. De igual

modo, também não foram encontradas diferenças entre substratos, o que indica que estes peixes se alimentam preferencialmente do mesmo tipo de presas quer em fundos rochosos, quer em fundos arenosos e que eventuais diferenças que possam ocorrer não são significativas.

A implementação da AMP da Ilha do Pessegueiro não teve qualquer impacto na análise das dietas de peixes sem interesse comercial, uma vez que, não foram encontradas diferenças na dieta destas comunidades dentro e fora da AMP, nem ao longo do tempo, sendo a dieta semelhante em época de verão e época de inverno marítimo e nos dois tipos de substrato. Esta comunidade é composta, sobretudo, por exemplares de espécies com tamanho reduzido e, como tal, as suas presas preferenciais foram maioritariamente pequenos crustáceos. Assim, os fatores que condicionarão a dieta destes peixes não serão tanto ao nível da disponibilidade de vários tipos de presa, mas sim do tamanho das mesmas. Uma eventual diferenciação taxonómica mais fina das presas desta comunidade poderia levar à observação de diferenças mais evidentes na dieta destes peixes e aferir de forma mais concreta eventuais impactos da criação desta AMP na ecologia trófica deste grupo. De salientar que o papel destes peixes na teia trófica desta área poderá ser mais relevante como presa e não como predador. De facto, mantendo-se a tendência do já referido aumento do número de exemplares de maior porte dentro das AMPs, estes peixes poderão sofrer uma maior pressão predatória, bem como um aumento da competição por alimento por parte de peixes que, apesar de não os predarem diretamente, predam as presas preferenciais destes peixes sem interesse comercial.

Em suma, a ecologia trófica das comunidades de peixes das AMPs da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão e respetivas áreas controlo adjacentes não aparenta ter sido influenciada significativamente pela implementação das mesmas, o que está de acordo com a opinião de Seytre *et al.* (2013), que concluiu que o aumento na abundância de espécies exploradas pode ser rápido a ocorrer, uma vez que no seu próprio trabalho verificaram alterações ao nível da abundância em apenas 5 anos de proteção numa AMP do Mediterrâneo, mas que as alterações ao nível da cadeia trófica ou as relações predador-presa poderão ocorrer apenas após um longo período de proteção.

As diferenças que se encontraram no presente trabalho parecem ser causadas por fatores naturais, como a disponibilidade e variabilidade natural de

presas inerentes à época do ano, geografia dos locais e substrato amostrado. No entanto as eventuais alterações na estrutura e composição destas comunidades poderão causar futuramente impactos e alterações nos hábitos alimentares dos peixes da costa alentejana. De facto, o aumento do número de exemplares e de maior tamanho dentro das áreas protegidas poderá levar ao aumento do consumo de certos tipos de presas que são transversais à comunidade, nomeadamente Crustáceos, aumentando a competição por estas presas e beneficiando naturalmente os peixes maiores. Por exemplo, Edgar & Barrett (1999) estudaram 3 AMPs de dimensões reduzidas e uma de maiores dimensões na Tasmânia, e tal como no presente estudo, praticamente não encontraram diferenças notáveis nas 3 AMPs menores (apenas aumento de abundância e diversidade, mas ausência de resultados tróficos significativos), mas encontraram diferenças tróficas na AMP maior em relação às suas áreas adjacentes. Assim, a implementação destas AMPs, por si só, parece não ter efeitos imediatos e evidentes na ecologia trófica das suas comunidades. Só futuras monitorizações, com um tempo de proteção mais alargado, poderão demonstrar se se acentuarão as diferenças já existentes entre zonas protegidas e não protegidas. Adicionalmente, tendo em conta a composição das dietas e as presas consumidas em cada local e substrato, poderá levar ao aumento da competição por alimento e causar uma alternância na importância de presas secundárias, passando estas a ter um maior peso na dieta de alguns peixes. Assim, é de maior importância e relevância a continuidade de trabalhos de monitorização da ecologia trófica destas comunidades para aferir de forma mais precisa e conclusiva o efeito da implementação destas áreas protegidas na alimentação destes peixes e quais os impactos para o equilíbrio destes ecossistemas. Só assim se poderá avaliar a eficácia destas áreas marinhas na preservação e promoção da biodiversidade da costa alentejana bem como estudar e conhecer o efeito na ecologia trófica de espécies-chave nos ecossistemas.

Referências Bibliográficas

- Assis, C. 1992. *A ecologia alimentar dos peixes: metodologia empregue no seu estudo*. Relatório das Provas de Aptidão Pedagógica e Capacidade Científica, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Cabral, H., Lopes, M. and Loeper, R. 2002. *Trophic niche overlap between flatfishes in a nursery area on the Portuguese coast*. Scientia Marina 66: 293–300.
- Castro, N., Costa, J., Domingos, I., Angélico, M. 2013. *Trophic ecology of a coastal fish assemblage in Portuguese waters*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 93: 1151–1161.
- Colléter, M., Gascuel, D., Ecoutin, J-M., Tito, L. 2012. *Modelling trophic flows in ecosystems to assess the efficiency of marine protected area (MPA), a case study on the coast of Sénégal*. Ecological Modelling 232: 1–13.
- Edgar, J., Barrett, S. 1999. *Effects of the declaration of marine reserves on Tasmanian reef fishes, invertebrates and plants*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 249: 107–144.
- Falciai, L. & R. Minervini. 1995. *Guía de los crustáceos decápodos de Europa*. Ediciones Ómega, Barcelona, España.
- Garrido, S., Ben-Hamadou, R., Oliveira, P., Cunha, M., Chícharo, M., Van der Lingen, C. 2008. *Diet and feeding intensity of sardine *Sardina pilchardus*: correlation with satellite-derived chlorophyll data*. Marine Ecology Progress Series 354: 245–256.
- Gonçalves, J. 2000. *Biologia pesqueira e dinâmica populacional de *Diplodus vulgaris* (Geoffr.) e *Spondyliosoma cantharus* (L.) (Pisces, sparidae) na costa sudoeste de Portugal*. Tese de Doutoramento. Faro: Universidade do Algarve, unidade de Ciências e Tecnologias dos recursos aquáticos.
- Halpern, B. 2003. *The impact of marine reserves: do reserves work and does Reserve size matter?* Ecological Applications 13: S117–S137.
- Hayward, P. & Ryland, J. 1996. *The handbook of the marine fauna of the north-west Europe*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Hunter, M., Varley, G., and Gradwell, G. 1997. *Estimating the relative roles of top-down and bottom-up forces on insect herbivore populations: A classic study revisited*. Ecology 94: 9176–9181.

- Fenberg, P., Caselle, J., Claudet, J., Clemence, M., Gaines, S., García-Charton, J., Gonçalves, E., Grorud-Colvert, K., Guidetti, P., Jenkins, S., Jones, P., Lester, S., McAllen R., Moland, E., Planes, S., Sørensen, T. 2012. *The science of European marine reserves: Status, efficacy, and future needs*. Marine Policy 36: 1012–1021
- França, S., Vinagre, C., Costa, M., Cabral, H. 2004. *Use of the coastal areas adjacent to the Douro estuary as a nursery area for pouting *Trisopterus luscus* Linnaeus, 1758*. Journal of Applied Ichthyology 20: 99–104.
- Morato, T., Santos, R. and Andrade, J. 2000. *Feeding habits, seasonal and ontogenetic diet shift of the blacktail comber, *Serranus atricauda* (Pisces: Serranidae), from the Azores, north-eastern Atlantic*. Fisheries Research 49: 51–59.
- Seytre, C., Vanderklift, M., Bodilisa, P., Cottalordaa, J-M., Gratiot, J., Francour, P. 2013. *Assessment of commercial and recreational fishing effects on trophic interactions in the Cap Roux area (north-western Mediterranean)*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 23: 189–201.
- Sousa, I. 2011. *Assessment of reserve effect in a Marine Protected Area: the case study of the Professor Luiz Saldanha Marine Park (Portugal)*. Dissertação de Mestrado, Universidade do Algarve, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Faro.
- Vasconcelos, R., Reis-Santos, P., Fonseca, V., Ruano, M., Tanner, S., Costa, M.J, Cabral, H. 2009. *Juvenile fish condition in estuarine nurseries along the Portuguese coast*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 82: 128–138.
- Villamor, A., Becerro, M. 2012. *Species, trophic, and functional diversity in marine protected and non-protected áreas*. Journal of Sea Research 73: 109–116.
- Vinagre, C., França, S., Costa, M., Cabral, H. 2005. *Niche overlap between juvenile flatfishes, *Platichthys flesus* and *Solea solea* in a southern European estuary and adjacent coastal waters*. Journal of Applied Ichthyology 21: 114–120.
- Whitehead, P., Bauchot M., Hureau, J., Nielsen J., Tortonese, E. 1984/1986. *Fishes of the north-eastern Atlantic and the Medierranean*. 3 volumes. United Nations Educational Scientific and Cultural Organisation, Paris, France.

CAPÍTULO V

Considerações finais

Considerações finais

As zonas costeiras são sistemas altamente complexos, resultantes da interceção da hidrosfera, da geosfera, da atmosfera e da biosfera. É precisamente desta complexidade que resultam não apenas a elevada variabilidade que apresentam, mas também as grandes potencialidades que as qualificam (Dias, 2012). Estas zonas e os ecossistemas que as caracterizam são essenciais para o desenvolvimento e o bem-estar económico e social das populações, já que são as suas principais fontes de subsistência. A forma como ocorre a exploração dos recursos naturais do meio marinho gera conflitos entre a preservação da biodiversidade e as atividades socioeconómicas que deles dependem. A solução não pode passar por eliminar ou restringir demasiado estas atividades socioeconómicas em prol do meio marinho, já que invariavelmente dependemos delas para a nossa sobrevivência, mas sim por compatibilizá-las e fomentar meios de gestão adequados que permitam a sustentabilidade dos ecossistemas marinhos através da preservação dos processos ecológicos e da biodiversidade (Inglês, 2010; Cicin-Sain & Belfiore, 2005). Assim, a gestão dos recursos naturais deve ser baseada numa abordagem ecossistémica, tentando ao máximo conjugar fatores sociais, económicos e ecológicos. Atualmente, as AMP são das formas de gestão ambiental mais eficazes no cumprimento deste propósito, já que permitem a continuidade das atividades piscatórias e de turismo essenciais ao sustento das populações e ao desenvolvimento económico nas zonas adjacentes, conciliando simultaneamente uma zona protegida onde é possível recuperar mananciais, manter as espécies e preservar parte dos ecossistemas marinhos (Inglês, 2010; Mangi & Austen, 2008).

A escassez de informações sobre o efeito da proteção nas espécies e na diversidade funcional ao nível das comunidades contrasta com a dependência mundial das AMPs na preservação da biodiversidade, sendo necessárias mais evidências para apoiar ou refutar a eficácia destas ferramentas de gestão. Nesse sentido, o presente trabalho contribui com informação adicional que apoia a criação destas áreas, uma vez que, apesar da sua relativa juventude, as AMPs estudadas parecem já ter provocado algumas melhorias tradicionalmente associadas à implementação deste tipo de instrumento de gestão. O aumento dos valores de

abundância global dos exemplares e as alterações significativas encontradas na estrutura das comunidades das duas AMPs ao longo dos 3 anos de implementação provam que a proteção está a influenciar positivamente as comunidades, aumentando o número de exemplares com o passar dos anos e alterando a estrutura ao nível da percentagem de juvenis e do tamanho de algumas espécies. Para os restantes parâmetros, como a riqueza específica, o pouco tempo de proteção ainda não permite verificar diferenças significativas, o que prova também a importância de uma contínua monitorização destas AMPs e dos seus efeitos ao longo dos anos, desde o início da implementação. No presente estudo destacou-se ainda a importância dos efetivos das espécies *D. sargus* e *S. lascaris* como sendo os principais responsáveis pelas diferenças encontradas nos parâmetros estudados, o que mostra como as AMPs em estudo são extremamente importantes para estas espécies de elevado interesse comercial. A ecologia trófica de comunidades piscícolas em AMPs tem sido pouco estudada e, neste sentido, esta componente do presente trabalho representa um contributo apreciável para o aumento dos conhecimentos desta temática, embora para as comunidades das AMPs da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão e respetivas áreas controlo, não pareça ter ocorrido já uma influência significativa ao nível da ecologia trófica após a implementação dessas AMPs. Ainda assim, foi possível verificar que, na globalidade da área de estudo, as presas consumidas com mais frequência pela comunidade de peixes foram os Crustáceos e, dentro deste grupo, foram os Caranguejos e os Camarões os itens mais consumidos. Este estudo serve assim para mostrar que os efeitos nas teias tróficas não são tão rápidos a ocorrer como efeitos na estrutura e composição das comunidades, o que vai de encontro a outros trabalhos já realizados (*e.g.* Seytre *et al.*, 2013). No entanto, é importante continuar estes trabalhos e monitorizar estas áreas ao nível da ecologia trófica, pois alterações na alimentação dos indivíduos podem desencadear cascatas capazes de moldar estruturas populacionais inteiras.

Assim, é importante frisar que as AMPs não são apenas soluções locais para problemas locais, mas movimentos globais que visam responder a questões que se fazem sentir em todo o Mundo, a implementação destas áreas envolve questões complexas, não se tratando de soluções nem fáceis, nem rápidas (Chuenpagdee *et al.*, 2013). Além disso, uma vez reconhecida a importância e a complexidade do ambiente marinho, assim como a dificuldade em compatibilizar a conservação e o

desenvolvimento sustentável dos recursos e das comunidades que deles usufruem e dependem, torna-se evidente que, para assegurar a sustentabilidade de uma AMP a longo-prazo, é importante que os diferentes utilizadores estejam ativamente envolvidos na sua gestão, de forma a ultrapassar conflitos, melhorar a integração entre a conservação e o desenvolvimento e encorajar a construção de parcerias eficazes entre as autoridades de gestão e as comunidades (Coelho, 2011), visando uma gestão que deve ser adaptativa, revista periodicamente e ajustada à luz dos novos conhecimentos científicos, tendo em consideração o dinamismo dos ecossistemas marinhos (Angulo-Valdés & Hatcher, 2010), sendo estes os grandes desafios futuros que se colocam à gestão das AMPs.

Tendo em conta os objetivos delineados para o presente trabalho, conclui-se que os mesmos foram concretizados, ficando aqui um contributo na avaliação da eficácia destas AMPs, quer em termos conservacionistas (espécies sem interesse comercial), quer em termos de sustentabilidade da exploração pesqueira (espécies com interesse comercial), de modo a melhorar as medidas de gestão nas AMPs do presente estudo e de outras AMPs já implementadas e apoiar futuramente a aplicação destas importantes ferramentas de gestão noutros locais, potenciando a longo prazo a recuperação das populações exploradas comercialmente e/ou com interesse conservacionista, o que levará ao aumento global da biodiversidade. Este tipo de estudos onde se explora uma abordagem ecológica abrangente, pode ampliar a nossa compreensão de áreas marinhas protegidas e a sua eficiência como ferramentas de gestão.

Referências Bibliográficas

- Angulo-Valdés, J. & Hatcher, B. 2010. *A new typology of benefits derived from marine protected areas*. Marine Policy 34: 635–644.
- Cicin-Sain, B. & Belfiore, S. 2005. *Linking marine protected areas to integrated coastal and ocean management: A review of theory and practice*. Ocean & Coastal Management 48: 847–868.
- Chuenpagdee, R., Pascual-Fernández, J., Szeliánszky, E., Alegret, J., Fraga, J., Jentoft, S. 2013. *Marine protected areas: Re-thinking their inception*. Marine Policy 39: 234–240.
- Coelho, M. 2011. *Governância Colaborativa e Gestão de Áreas Marinhas Protegidas Contributo para um modelo de governância colaborativa para o Parque Marinho Professor Luiz Saldanha*. Tese de Mestrado. Lisboa: Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.
- Dias, J. 2012. *Evolução da zona costeira portuguesa: forçamentos Antrópicos e naturais*. Encontros científicos, pp: 8-28.
- Inglês, M. 2010. *Avaliação dos impactes das condicionantes nas actividades sócio-económicas em áreas marinhas protegidas: caso de estudo na reserva natural da Berlenga*. Tese de Mestrado. Lisboa: Universidade de Lisboa.
- Mangi, S. & Austen, M. 2008. *Perceptions of stakeholders towards objectives and zoning of marine-protected areas in southern Europe*. Journal for Nature Conservation 16: 271-280.
- Seytre, C., Vanderklift, M., Bodilisa, P., Cottalordaa, J-M., Gratiot, J., Francour, P. 2013. *Assessment of commercial and recreational fishing effects on trophic interactions in the Cap Roux area (north-western Mediterranean)*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 23: 189–201.

Anexos

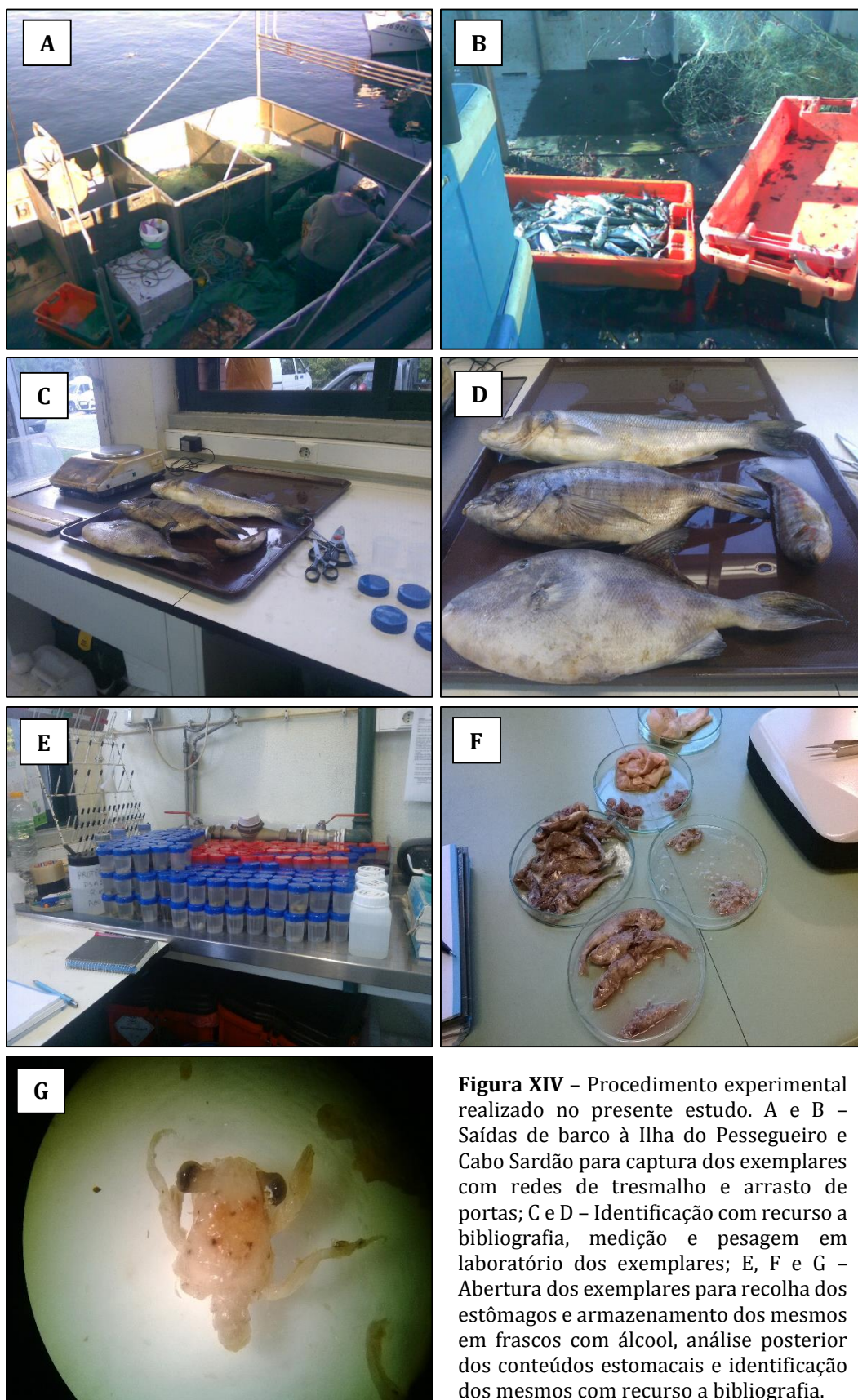


Figura XIV – Procedimento experimental realizado no presente estudo. A e B – Saídas de barco à Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão para captura dos exemplares com redes de tresmalho e arrasto de portas; C e D – Identificação com recurso a bibliografia, medição e pesagem em laboratório dos exemplares; E, F e G – Abertura dos exemplares para recolha dos estômagos e armazenamento dos mesmos em frascos com álcool, análise posterior dos conteúdos estomacais e identificação dos mesmos com recurso a bibliografia.

Tabela XVI – Lista com a identificação e contagem dos itens alimentares analisados dos exemplares capturados em todos os locais e épocas de amostragem.

Grupos alimentares por ordem evolutiva	Presas	Contagem	TOTAIS
Algae	Algas coralinas	8	75
	Algae	61	
	Algas filamentosas	1	
	<i>Chlorophyta</i>	2	
	<i>Codium sp.</i>	1	
	Alga calcária	1	
	<i>Laminariales</i>	1	
Porifera	<i>Porifera</i>	1	1
Anthozoa	<i>Anthozoa</i>	1	1
Nematoda	<i>Nematoda</i>	4	4
Polychaeta	<i>Polychaeta</i>	84	102
	<i>Nereis sp.</i>	1	
	Resto de poliquetas	2	
	<i>Polychaeta sedentaria</i>	14	
	<i>Lumbrineridae</i>	1	
Ostracoda	<i>Ostracoda</i>	1	1
Cirripedia	<i>Balanidae</i>	2	8
	<i>Balanus sp.</i>	2	
	<i>Chthamalus sp.</i>	2	
	Restos de balanidae	1	
	Cirrípides	1	
Mysidacea	<i>Misidáceos</i>	40	40
Natantia	<i>Eualus sp.</i>	16	215
	<i>Processa sp.</i>	37	
	<i>Crangon crangon</i>	122	
	Natantia	32	
	<i>Processa canaliculata</i>	4	
	<i>Palaemonidae</i>	2	
	<i>Palaemon serratus</i>	1	
	Restos de camarões	1	
Pequenos crustáceos	amphipoda	105	200
	cumacea	39	
	iphione trispinosa	2	
	<i>Diastylis rugosa</i>	1	
	Isopoda	45	
	<i>idotea sp.</i>	1	
	<i>Eurydice sp.</i>	2	

	Gnathia sp.	2	
	Anthura gracilis	1	
	Nannastacus sp.	1	
	Caprellidae	1	
	Polybius henslowi	201	
	Diogenes pugilator	4	
	Brachyura	22	
	Paguridae	21	
	Larvas de caranguejo	5	
	Portunidae	9	
	Pilumnus hirtellus	10	
	Pisa sp.	1	
	Galathea sp.	3	
	Liocarcinus pusillus	1	
	Restos de brachyura	1	
	Xanthidae	1	
	Atelecyclus sp.	1	
	Restos de caranguejo	3	
Reptantia	Atelecyclus rotundatus	1	308
	Scyllarus arctus	8	
	Atelecyclus undecimdentatus	2	
	Liocarcinus sp.	1	
	Majidae	2	
	Monodaeus couchi	1	
	Tenaz de caranguejo	1	
	Xantho pilipes	1	
	Pinça de caranguejo	2	
	Reptantia	1	
	Inachus sp.	1	
	Pisa armata	1	
	Anomura	1	
	Pinnotheres sp.	1	
	Pirimela denticulata	1	
	restos de caranguejos	2	
Crustáceos N.I	Restos de crustáceos	136	145
	Crustacea	5	
	Decapoda	2	
Insectos	<i>Insecta</i>	1	1
Poliplacóforos	<i>Acanthochitona sp.</i>	1	1
	Patella sp.	1	
Gastrópodes	Nassaridae	18	70
	Gibbula sp.	17	
	Rissoidae	8	

	Patella depressa	1	
	Nudibranchia	3	
	Omalogyridae	2	
	Pé de gastrópode	1	
	<i>Gastropoda</i>	2	
	<i>Ocinebrina sp.</i>	1	
	<i>Lamellaria sp.</i>	1	
	<i>Nassarius sp.</i>	5	
	<i>Jujubinus striatus</i>	1	
	<i>Acmaea sp.</i>	1	
	<i>Mangelia sp.</i>	1	
	<i>Mesogastropoda</i>	4	
	<i>Bittium sp.</i>	1	
	<i>Folinia crassa</i>	1	
	<i>Trochidae</i>	1	
	Bivalvia	21	
	musculus sp.	6	
	Restos de bivalves	25	
	Modiolus modiolus	2	
	Modiolula phaseolina	3	
	Mytilus sp.	53	
	<i>Pectinidae</i>	2	
	<i>Veneridae</i>	6	
Bivalves	<i>Lutraria sp.</i>	1	133
	<i>Hyatella arctica</i>	3	
	<i>Musculus discors</i>	1	
	Conchas de bivalves	2	
	<i>Anomia sp.</i>	3	
	<i>Anomia ephippium</i>	1	
	<i>Spisula sp.</i>	1	
	Sifões de lutraria	3	
	<i>Loligo vulgaris</i>	5	
	<i>Loligo sp.</i>	2	
Cefalópodes	<i>Octopus vulgaris</i>	6	16
	<i>Sepia officinalis</i>	2	
	Tentáculos de lula	1	
	<i>Mollusca</i>	1	
Moluscos N.I	Restos moluscos	2	3
	Amphiura sp.	8	
Ofiurideos	Ophiura sp.	16	29
	restos de ophiurideos	5	
	Restos de ouriços	8	
Ouriços-do-mar	Echinoidea	5	19
	Psammechinus miliaris	1	

	Spatangidae	4	
	Fibularidae	1	
	Resto de peixe	3	
	Peixe ósseo	57	
	Gobiidae	2	
	Restos de peixe ósseo	12	
	Boops boops	3	
	Callionymus lyra	5	
	Callionymus sp.	1	
	Blenniidae	3	
	Pleuronectiforme	1	
Peixes ósseos	Scomber japonicus	1	100
	Pagellus acarne	2	
	Trachurus trachurus	4	
	Espinhas de peixe ósseo	1	
	Pagellus bogaraveo	1	
	Sparidae	1	
	Trisopterus luscus	1	
	Soleidae	1	
	Bothidae	1	
TOTAL ITENS OBSERVADOS (SEM MONI)		1472	
	Animalia	10	
	Detritos	1	
	Digerido indiferenciado	336	
	Digerido indiferenciado com areia	52	
	Digerido indiferenciado com pedras	2	
	Digerido indiferenciado com restos de animais	1	
M.O.N.I	Digerido indiferenciado com restos de detritos	2	419
	N.I	8	
	Ovos	1	
	Pedras	1	
	Placas	1	
	Posturas de gastrópode	2	
	Sedimento	2	
TOTAL ITENS OBSERVADOS		1891	
TOTAL estômagos vazios		165	
TOTAL estômagos não vazios		920	
Total estômagos analisados		1085	